

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL**

FERNANDA BRÊDA ALVES

**ASPECTOS ECOFISIOLÓGICOS DAS
CIANOBACTÉRIAS EM UMA LAGOA COSTEIRA
URBANA (LAGOA JUARA, SERRA, ES)**

VITÓRIA
2015

FERNANDA BRÊDA ALVES

**ASPECTOS ECOFISIOLÓGICOS DAS
CIANOBACTÉRIAS EM UMA LAGOA COSTEIRA
URBANA (LAGOA JUARA, SERRA, ES)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal, na área de concentração Fisiologia Vegetal.

Orientadora: Valéria de Oliveira Fernandes

**VITÓRIA
2015**

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

A474a Alves, Fernanda Brêda, 1984-
Aspectos ecofisiológicos das cianobactérias em uma lagoa
costeira urbana (lagoa Juara, Serra, ES) / Fernanda Brêda
Alves. – 2015.
94 f. : il.

Orientador: Valéria de Oliveira Fernandes.
Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade
Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e
Naturais.

1. Ecologia das lagoas. 2. Cianotoxinas. 3. Cianobacteria. 4.
Peixe – Criação. 5. Eutrofização. 6. Microcistina. I. Fernandes,
Valéria de Oliveira. II. Universidade Federal do Espírito Santo.
Centro de Ciências Humanas e Naturais. III. Título.

CDU: 57

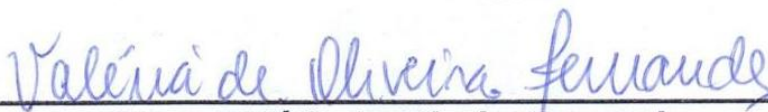
FERNANDA BRÊDA ALVES

ASPECTOS ECOFISIOLÓGICOS DAS CIANOBACTÉRIAS EM UMA LAGOA COSTEIRA URBANA (Lagoa Juara, Serra, ES)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Centro de Ciências Humanas e Naturais da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Biologia Vegetal na área de concentração Fisiologia Vegetal.

Aprovada em 24 de Fevereiro de 2015

COMISSÃO EXAMINADORA



Prof^a Dr^a Valéria de Oliveira Fernandes

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal-UFES
Orientadora



Prof^o Dr^o Camilo Dias Júnior

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal - UFES
Examinador Interno



Prof^a Dr^a Marina Satika Suzuki

Universidade Estadual Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF
Examinador Externo

*À minha família,
Pais, irmãos e a você que
sempre me acompanhou...*

AGRADECIMENTOS

Um início desentendido, seis meses perdidos, mas a pessoa que muito admiro, com toda sua boa vontade e disposição me estendeu a mão... meu muito obrigado vai para você Valéria que depois de uma disciplina optativa me deu a chance de integrar o LATEAC, fui escolhida, me deu a oportunidade de trabalhar com algo que amo, obrigada por me permitir aprender com você, obrigada por me fazer crescer, como você já sabe, é meu exemplo profissional!

Obrigada Prof. Dr. Camilo Dias Junior, por aceitar compor minha banca e pelo aprendizado em suas aulas.

Obrigada Profa. Dra. Marina Satika Suzuki, por aceitar compor minha banca, e pela disponibilidade em ajudar-nos nas análises de nutrientes realizadas na Universidade Estadual Norte Fluminense e no Laboratório de Ciências Ambientais.

Obrigada Profa. Dra. Maria do Carmo Bittencourt Oliveira, por ter aberto as portas do Laboratório de Cianobactérias na ESALQ-USP, possibilitando a realização das análises de toxina. Obrigada também a doutoranda do laboratório, Micheline Cordeiro-Araújo e ao pós doutorando Mathias Chia, pela ajuda nas análises e contribuição científica.

Obrigada Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Espírito Santo pela utilização do espaço físico e equipamentos do Setor Botânica.

Obrigada FAPES pela concessão da bolsa de Mestrado.

Obrigada Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal do Espírito Santo por possibilitar a realização do mestrado.

Obrigada Ricardo, que desde o início esteve sempre pronto a ajudar, com boa vontade e profissionalismo me auxiliou em todos os momentos.

Obrigada Beth, sempre sorridente e de bom humor, contribuiu para que os dias fossem mais leves durante as pausas do cafezinho.

Obrigada Associação de Pescadores da lagoa Juara, em especial ao Seu Cedimar e aos pescadores que nos deu todo o apoio logístico, possibilitando a utilização dos barcos de pesca para as coletas e pelo interesse em nossa pesquisa.

Meu muito obrigada a cada um dos integrantes do LATEAC, que me ajudaram de alguma forma, pelo companheirismo, pela ajuda nas intermináveis análises de nutrientes, pelas palavras de apoio! Obrigada também Danilo Camargo Santos, pelas contribuições, sempre de grande ajuda e importância para o trabalho.

Obrigada em especial a colega de mestrado Lorena Baptista Almeida pelo apoio moral, pela ajuda nas coletas, por sua tranquilidade e paciência que sempre me acalmaram em todos os momentos, fossem eles profissionais ou pessoais, obrigada pela contribuição em minha vida, por mostrar que a pesquisa científica pode e deve ser feita de ajuda mútua, sem egos, sem individualidades!

Obrigada a cada um dos professores do PPGBV que contribuíram para o meu crescimento profissional.

Obrigada à minha mãe que sempre me deu forças a continuar, ao meu pai que sempre me mostrou a importância do estudo e lutou para me dar o melhor, é grande a felicidade de ter pais que apoiam sua vida acadêmica. Aos meus irmãos, cunhada e afilhada que entenderam o meu estresse e a minha falta de tempo.

Aos amigos, que a sua maneira, contribuíram para a realização desse sonho. Em especial à Fernanda Barcellos que sempre esteve ao meu lado nos momentos de fraqueza, medo e dúvida, obrigada pelo apoio, força e estímulo para seguir em frente! Ao amigo e colega de mestrado Bernardo Pretti, pelo companheirismo, pelas conversas, por poder dividir minhas agústias, que continuemos nosso caminho acadêmico.

Aos amigos Paula Zambom Picoli Avancini e Mario Avancini, que me acolheram em sua residência em Piracicaba!

Meu muito obrigada a todos que contribuíram de alguma forma durante esses dois anos de muito trabalho para que eu pudesse alcançar o título de mestre!

RESUMO

O presente estudo objetivou avaliar a estrutura da comunidade de cianobactérias analisando a riqueza taxonômica, composição, densidade total (indivíduos/mL), abundância, dominância de espécies além de sua biomassa na lagoa Juara em escala espacial, vertical e temporal. Foram realizadas duas amostragens, uma no período seco (set/2013) e outra realizada no período chuvoso (mar/2014) em três estações amostrais localizadas em um gradiente longitudinal na lagoa, representando regiões próximas a desembocadura de córregos (inclusive daqueles veiculadores de matéria orgânica decorrente do lançamento de efluentes domésticos “in natura” sendo principalmente via córrego Laranjeiras), ao mar e na região de implantação dos tanques-rede. As amostras foram coletadas na sub-superfície e nas profundidades de 50% de luminosidade 1% de luminosidade da coluna d’água, sempre pela manhã. As amostras qualitativas foram coletadas com rede de plâncton de 20 µm e as quantitativas com garrafa de van Dorn. A estrutura da comunidade de cianobactérias foi avaliada com base nos seus principais atributos: riqueza de táxons, densidade total, abundância e dominância. O biovolume foi calculado baseado nas formas geométricas aproximadas à forma da célula. Foram determinados: temperatura (ar/água), transparência, zona eufótica, profundidade, pH, oxigênio dissolvido (OD), turbidez, condutividade elétrica (CE) e principais nutrientes (silicato, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, ortofosfato, fósforo total). Foram registradas 43 espécies de cianobactérias, pertencentes a 17 gêneros, 8 famílias e 4 ordens, sendo 3 gêneros confirmados em literatura como produtores de microcistinas. A densidade total de cianobactérias apresentou maiores valores nas amostragens influenciadas pela precipitação não apresentando diferença significativa entre a estação EA1 e EA2. Apenas a estação amostral EA3 apresentou diferença significativa entre o período de seca e chuva, com maiores valores de densidade apresentados no período seco. Os dados de biovolume foram mais elevados no período chuvoso e na estação amostral EA2. A variação vertical do biovolume apresentou diferença significativa apenas nas estações amostrais EA1 e EA3, apresentando uniformidade na estação EA2 nas diferentes profundidades. De modo geral o gênero *Microcystis* apresentou maior contribuição, em termos de biovolume. A microcistina produzida principalmente por este gênero esteve presente no meio aquático, tanto no período de seca como no chuvoso, com valores dentro dos parâmetros permitidos por legislação. Os valores de fósforo total, nitrogênio total e nitrato apresentaram variação temporal e espacial. A variação vertical foi pouco observada nas diferentes profundidades das três estações amostrais. As maiores concentrações registradas foram de ortofosfato, fósforo total, nitrogênio total e nitrato, principalmente nas estações EA2 e EA3. As estações EA2 e EA3 apresentaram características limnológicas e biológicas similares. Ambas estações sofrem impacto antrópico devido ao sistema de piscicultura intensiva e através da descarga de efluentes domésticos “in natura” via córrego Laranjeiras respectivamente. A lagoa Juara apresenta múltiplos usos, além do desenvolvimento de atividade de subsistência como a piscicultura intensiva. Essa prática, juntamente com os impactos ligados a aporte de efluentes, resultou em mudanças nas condições ambientais na lagoa levando ao desenvolvimento de espécies de cianobactérias produtoras de microcistina. A presença dessa toxina em níveis elevados pode comprometer o uso da lagoa, especialmente o cultivo intensivo de peixes para consumo bem como o lazer e recreação.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the cyanobacterial community structure analyzing taxonomic richness, composition, total density (individuals / mL), abundance, dominance of species beyond their biomass in Juara pond in spatial scale, vertical and temporal. Two samples were performed, one in the dry season (Sept / 2013) and another held in the rainy season (Mar / 2014) at three sampling stations located in a longitudinal gradient in the lagoon, representing regions near the mouth of streams (including those backers of matter organic resulting from domestic effluent discharge "in natura" is primarily via stream Laranjeiras), the sea and the deployment area of the cages. Sub-surface samples were collected at depths of 50% brightness 1% light water column, always in the morning. Qualitative samples were collected with a plankton net of 20 microns and quantitative bottle with van Dorn. The cyanobacterial community structure was evaluated based on its key attributes: taxa richness, total density, abundance and dominance. The biovolume was calculated based on geometric shapes approximating the shape of the cell. Were determined: temperature (air / water), euphotic zone depth, pH, dissolved oxygen (DO), turbidity, electrical conductivity (EC) and major nutrients (silicate, nitrate, ammonia nitrogen, total nitrogen, orthophosphate, total phosphorus). We recorded 43 species of cyanobacteria, belonging to 17 genera, 8 families and 4 orders, 3 genres confirmed in literature as microcystin producers. The total density of cyanobacteria showed higher values in samples influenced by precipitation with no differences between the EA1 and EA2 station, just sampling station AE3 significant difference between the period of drought and rain, with higher density figures in the dry season. The biovolume data were higher in the rainy season and EA2 sampling station. The vertical variation of biovolume showed a significant difference only in the sampling stations EA1 and EA3, with uniform EA2 station at different depths. So the *Microcystis* genus had a higher contribution in terms of biovolume. The microcystin produced mainly by this genre was present in the aquatic environment, both in the dry season as in the rainy, with values within the parameters allowed by law. The values of total phosphorus, total nitrogen and nitrate showed temporal and spatial variation. The vertical variation was slight in the depths of the three sampling stations. The highest recorded concentrations of orthophosphate, total phosphorus, total nitrogen and nitrate, especially in EA2 and EA3 stations. The EA2 and EA3 stations showed limnological and biological characteristics of similarity. Both stations suffer human impact due to intensive fish farming system and through the discharge of domestic sewage "in natura" via stream Laranjeiras respectively. The Juara pond has multiple uses, and the development of subsistence activity as intensive fish farming, this practice together with the impacts associated with the injection of wastewater, showed signs of changes regarding the environmental conditions in the pond leading to the development of species-producing cyanobacteria microcystin. The presence of this toxin at high levels may impair the use of the pond, especially intensive farming of fish for consumption and leisure and recreation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Lagoa Juara. a) e b) Vista parcial da lagoa Juara, c) Pedalinhos usados para recreação, d) Urbanização no entorno da lagoa, próximo a associação de pescadores, e) Vista geral dos tanques-redes, f) Disposição dos tanques-redes na lagoa.....20

Figura 2: a) Mês de dezembro/2013. a) Vista aérea parcial da lagoa Juara e arredores, b) Funcionários da prefeitura municipal da Serra recolhendo peixes mortos, c) e d) ruas de acesso à lagoa Juara alagadas.....21

Figura 3: Mapa do Brasil com localização do Espírito Santo e neste destaque para o município da Serra. Localização da lagoa Juara, com as respectivas estações de amostragem.....22

Artigo 1

Figura 1: Localização da Lagoa Juara (e estações amostrais) no município de Serra, ES, Brasil39

Figura 2: Variação da profundidade (em metros) e transparência nas estações amostrais.....42

Figura 3: Variação vertical da densidade de cianobactérias nas diferentes profundidades em cada estação amostral.....44

Figura 4: Variação vertical do biovolume total médio entre as estações amostrais, nas três diferentes profundidades (Sup = superfície, 50% de luz e 1% de luz).....45

Figura 5: Análise multivariada de componentes principais (PCA) com as variáveis abióticas e ordenação das estações amostrais.....47

Artigo 2

Figura 1: Localização da Lagoa Juara, e estações amostrais.....59

Figura 2: Variação longitudinal dos valores médios de densidade total de cianobactérias das estações amostrais.....64

Figura 3: Variação longitudinal do biovolume total médio entre as estações amostrais.....	65
--	----

Figura 4: Análise dos componentes principais (PCA) com as variáveis abióticas e ordenação das estações amostrais.....	67
--	----

Artigo 3

Figura 1: Localização da Lagoa Juara e estações amostrais.....	77
---	----

Figura 2: Variação longitudinal dos valores de densidade total nas estações amostrais.....	82
---	----

Figura 3: Variação longitudinal dos valores de densidade de espécies produtoras de microcistina nas estações amostrais.....	82
--	----

Figura 4: Quantificação dos valores de microcistina encontradas nas estações amostrais. (Valor máximo aceitável: 1,0 µg/L, de acordo com a Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde).....	83
---	----

LISTA DE TABELAS

Artigo 1

Tabela 1: Coordenadas geográficas das estações amostrais (EA).....	39
---	----

Tabela 2: Variação espacial horizontal das variáveis limnológicas nas três estações amostrais, em três diferentes profundidades (EA1: Superfície, EA 1.1: 50% de luz e EA1.2:1% de luz). Temp.= temperatura da água, Lum. = luminosidade, Prof.= profundidade, O D = oxigênio dissolvido, Orto-P= ortofosfato, P-total= fósforo total, N-Amoniacal = nitrogênio amoniacal.....	42
---	----

Tabela 3: Resumo estatístico e coeficientes de correlação entre as estações amostrais, variáveis abióticas e variáveis bióticas sobre os dois primeiros eixos da CCA.....	46
--	----

Artigo 2

Tabela 1: Coordenadas geográficas das estações amostrais.....	60
--	----

Tabela 2: Variação longitudinal das variáveis limnológicas nas seis estações amostrais. O.D.= oxigênio dissolvido, P- total = fósforo total, N-amoniacoal = nitrogênio amoniacoal, S = seca e C = chuva.....63

Tabela 3: Comparação entre pares de estações amostrais da lagoa Juara pelo teste de Kruskal-Wallis/Dunn utilizando variáveis abióticas e bióticas. Para: * = diferença significativa, ns = diferença não significativa.....66

Tabela 4: Coordenadas da PCA para variáveis ambientais quantificadas na lagoa Juara ao longo do estudo. T. Água = temperatura da água; OD = oxigênio dissolvido; CE = condutividade elétrica; N-Amon = nitrogênio amoniacoal; P-Total = fósforo total e Orto-P = ortofosfato.....66

Artigo 3

Tabela 1: Coordenadas geográficas das estações amostrais na lagoa Juara.....77

Tabela 2: Variação longitudinal das variáveis limnológicas nas três estações amostrais (período de seca (S) e chuva (C)). Temperatura (°C) = temperatura da água. P- total = fósforo total e N-amoniacoal = nitrogênio amoniacoal.....79

Tabela 3: Cianotoxinas e gêneros responsáveis pela produção.....80

Tabela 4: Espécies de cianobactérias registradas nas estações amostrais nos períodos de seca (S) e chuva (C) na lagoa Juara.....81

Tabela 5: Coeficientes de Correlação de Pearson entre o biovolume de *Microcystis* sp e variáveis limnológicas na lagoa Juara ($p < 0,05$).....83

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	13
2. HIPÓTESES	17
3. OBJETIVOS	17
3.1. OBJETIVO GERAL	17
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
4. ÁREA DE ESTUDO	18
5. MATERIAIS E MÉTODOS	21
5.1. PERIODICIDADE DE COLETA E ESTAÇÕES AMOSTRAIS	21
5.2. DADOS CLIMATOLÓGICOS	22
5.3. VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS	22
5.3.1. Transparência da água, profundidade máxima e luminosidade na coluna d'água	23
5.3.2. Perfis de temperatura da água e oxigênio dissolvido	23
5.3.3. pH	23
5.3.4. Turbidez	23
5.3.5. Nutrientes	23
5.4. CLASSE CYANOBACTERIA	24
5.4.1. Amostragem e tratamento das amostras	24
5.4.2. Análise qualitativa	24
5.4.3. Análise quantitativa	25
5.4.4. Espécies dominantes e abundantes	26
5.4.5. Biovolume	26
5.5. TRATAMENTO E ANÁLISES ESTATÍSTICAS	26
6. RESULTADOS	27
7. REFERÊNCIAS	27
8. ARTIGO 1: Dinâmica vertical e espacial de cianobactérias na lagoa costeira Juara, Serra – Espírito Santo	35
9. ARTIGO 2: Variação espaço - temporal de cianobactérias da lagoa costeira Juara, Serra – Espírito Santo	55
10. ARTIGO 3: Presença de microcistina em uma lagoa costeira tropical com piscicultura intensiva	73
11. CONCLUSÃO GERAL	94

1. INTRODUÇÃO GERAL

A água é um importante recurso para a vida; segundo Tundisi (2003) a obtenção de água potável em qualidade e quantidade suficiente para uso humano é um grande desafio para a humanidade.

A taxa populacional vem crescendo a cada dia, o que gera grande problema em relação a questão da disponibilidade de alimentos e água. Outro agravante é o aumento da poluição devido a geração de resíduos, os quais muitas vezes são lançados sem qualquer tratamento em corpos d'água, alterando as condições desses ambientes aquáticos. A falta de saneamento adequado faz com que os efluentes domésticos e industriais sejam as principais fontes de degradação dos ambientes aquáticos no Brasil (ESTEVES, 2011).

Os ecossistemas aquáticos continentais são de extrema importância para a sobrevivência humana. Porém, grande parte está comprometida no Brasil devido à ação humana (REBOUÇAS; BRAGA; TUNDISI, 2006). Dentre os ecossistemas aquáticos brasileiros, destacam-se as lagoas costeiras, as quais podem ter água doce, salgada ou salobra, são rasas e em geral a zona eufótica alcança o sedimento; estão diversas vezes interligadas por canais, formando um extenso colar de lagoas próximas ao mar, como acontece no Espírito Santo e no Rio Grande do Sul (ESTEVES, 2011).

A contaminação desses ecossistemas leva prejuízo a todos que os utilizam de alguma forma, visto que estão distribuídos por toda a costa brasileira, compondo o principal sistema lântico do país (ESTEVES, 2011), sendo de grande importância econômica devido seu uso para o abastecimento público e harmonia paisagística (GONÇALVES, 2005), bem como geração de energia elétrica, irrigação de culturas, lazer e pesca para obtenção de alimentos, explicando o fato da ocupação do entorno desses ambientes (ASSIS et al, 2013). Os diversos usos e ocupação desordenada da bacia de drenagem tornam as lagoas vulneráveis às ações antrópicas, modificando assim toda sua dinâmica, refletindo-se nas comunidades ali existentes, como o fitoplâncton.

A seleção de um grupo da comunidade fitoplanctônica em determinado ecossistema ocorre em função, principalmente, da disponibilidade de luz e nutrientes no meio (REYNOLDS, 2006). Segundo Hino et al. (1986), qualquer alteração no ambiente aquático pode resultar em mudança na estrutura da comunidade. Outras variáveis ambientais como a distribuição vertical do zooplâncton também contribuem para a variação vertical da comunidade fitoplanctônica (PADISÁK, 2003). Segundo Melo et al (2004) essa variação é dependente também de propriedades de mistura da coluna

d'água e da movimentação e resistência das populações fitoplanctônicas na coluna d'água devido a estruturas como flagelos ou aerótopos encontradas em algumas espécies.

Existe uma variedade de trabalhos que abordam à dinâmica vertical da comunidade fitoplanctônica em lagos tropicais e subtropicais (GARCIA DE EMILIANI, 1990; REYNOLDS, 1997; IBÁÑEZ, 1998; IZAGUIRRE et al., 2001; MELO et al., 2004), entretanto, poucos estudos têm como foco a variação vertical de cianobactérias (KONOPKA, 1982; PADISÁK et al., 2003; JANN-PARÁ et al., 2004; HALSTVEDT et al., 2007; MOURA et al., 2011).

O aporte de nutrientes devido a ação antrópica tem promovido alterações drásticas no metabolismo das lagoas costeiras, tendo como principal consequência a eutrofização. Esta é caracterizada pelas elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo e pelas florações de algas fitoplanctônicas além de profundas modificações nas variáveis físicas, químicas e físico-químicas na coluna d'água e sedimento lacustre. Nessas condições, a diversidade de espécies fitoplanctônicas é reduzida, predominando espécies oportunistas, principalmente de clorofíceas e cianobactérias (JENSEN et al., 1994; PAERL, 1988).

As cianobactérias ou algas azuis são considerados seres procariontes em sua morfologia (PACKER E GLAZER, 1988), mas apresentam características de algas em se tratando da sua fisiologia, podem apresentar-se de forma uni ou pluricelular (colônias e filamentos) (STEWART, 1980; HERRERO, 2010). Estão espalhadas por todos os tipos de ambiente e são datadas desde a época do período Pré-Cambriano (FARQUAHR et al., 2000).

Esses organismos procariontes são componentes da comunidade fitoplanctônica, formando dessa maneira a base da cadeia alimentar, sendo responsáveis também pela indicação da qualidade da água devido a sua variação de biomassa e densidade (BOZELLI; HUSZAR, 2003). A variação da comunidade de cianobactérias depende de vários fatores relacionados às características químicas, físicas e biológicas da água (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008), sendo a disponibilidade de luz um importante fator dessa mudança (HAVENS et al., 1998; BORGES; TRAIN, 2008), favorecendo seu rápido crescimento.

A elevada representatividade numérica de cianobactérias e de outras algas, em ambientes lacustres se traduz no que se conhece como florações ("*blooms*"), as quais são definidas quando a densidade é superior a 10^3 células por mL (CARMICHAEL &

FALCONER, 1993). O *bloom* provoca impactos negativos na qualidade da água em termos de odor, cor, sabor, balneabilidade, pesca e recreação, pois cianobactérias são organismos potencialmente produtores de toxinas, que podem ser liberadas no meio (CARMICHAEL, 1992; CARMICHAEL & FALCONER, 1993). A ocorrência de florações de cianobactérias nos corpos d'água utilizados para abastecimento urbano pode representar um sério risco à saúde da população, em razão da produção de toxinas (CETESB, 2006). Esses compostos conferem gosto e odor à água, deficiência de oxigênio, maus odores e maior turbidez no ambiente (FRAGOSO JÚNIOR et al., 2007; SPERLING et al., 2008) acarretando problemas tanto ambientais como de saúde humana.

O mecanismo de liberação dessas toxinas geralmente ocorre por lise celular ou senescência. Estudos recentes comprovam ainda que esse metabólito secundário é liberado ativamente no ambiente pela espécie *Microcystis aeruginosa*. Segundo Araújo (2012) essa liberação é controlada por ritmos circadianos, permitindo sua liberação ativa no meio circundante.

As toxinas liberadas pelas cianobactérias são denominadas cianotoxinas, metabólitos secundários, intracelulares, liberados no ambiente, podendo levar a intoxicação de pequenos vertebrados aquáticos (SIVONEN & JONES, 1999; CARMICHAEL et al 2001) e também casos de contaminação humana (JOCHIMSEN et al., 1998). O motivo da produção desse metabólito ainda não foi completamente esclarecido, porém há inferências de que possa ser usado como substância alelopática ou com função protetora (CARMICHAEL 1986; DEMOTT et al 1991).

A ocorrência de cianobactérias tóxicas já foi registrada em países como Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (FALCONER, 1994). Algumas regiões da China já apresentaram casos de câncer no fígado de humanos associados à presença de toxinas de cianobactérias presentes na água consumida (UENO et al., 1996).

No Brasil, o primeiro caso comprovado de intoxicação humana por cianotoxinas ocorreu no ano de 1996, em uma clínica de hemodiálise em Caruaru, Pernambuco (AZEVEDO, 1996). Cerca de 130 pacientes renais crônicos apresentaram quadro clínico semelhante a doença hepatotóxica, após passarem por sessões de hemodiálise; 60 pacientes vieram a óbito após os sintomas. Posteriores análises confirmaram a presença de microcistinas no carvão ativado usado no sistema de purificação de água da clínica bem como nas amostras de sangue e fígado dos pacientes intoxicados.

As cianotoxinas são divididas de acordo com seu modo de ação, apresentando-se como neurotoxinas, hepatotoxinas, citotoxinas e dermatotoxinas (CARMICHAEL & FALCONER 1993; CARMICHAEL 1997). A descoberta dessas moléculas se deve à estudos com finalidades farmacêuticas e químicas (CANNELL et al, 1988; SCHWARTZ et al, 1990).

As cianobactérias, bem como os organismos fitoplanctônicos, são adequados sensores das mudanças nos ambientes aquáticos (MARGALEF, 1983), essa característica se torna ainda mais importante quando analisada conjuntamente com outros fatores como a distribuição vertical da comunidade, podendo avaliar o aumento ou diminuição da densidade desses organismos na coluna d'água (REYNOLDS, 1984).

A dinâmica de um ambiente aquático é bem complexa. Assim, estudos direcionados à distribuição espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica, inclusive de cianobactérias, são importantes para o entendimento da dinâmica do ecossistema aquático em questão (LIRA, 2009).

A distribuição horizontal e vertical de cianobactérias é associada às condições eutróficas do ambiente, bem como a disponibilidade de gás carbônico, temperaturas elevadas (Shapiro, 1990), pH alcalino (Reynolds e Walsby, 1975), baixa luminosidade (Niklisch e Kohl, 1989), altas concentrações de nutrientes, principalmente fósforo (Watson et al., 1997) e regulação da flutuabilidade (Walsby et al., 1997) através dos aerótopos. Entretanto a distribuição vertical das espécies depende principalmente da sinergia desses fatores. Ecossistemas aquáticos tropicais podem apresentar esse conjunto de fatores favoráveis à dominância de cianobactérias no ambiente.

A lagoa Juara, localizada no município de Serra - Espírito Santo, região metropolitana de Vitória, compõe a bacia do rio Jacaraípe, com uma área de drenagem de aproximadamente 205 km², na qual 80% encontra-se na malha urbana do município (SERRA 21, 2000). Devido a ocupação urbana no entorno da lagoa, o principal problema ambiental observado é o lançamento de efluentes domésticos nos córregos que desagüam nesse ambiente. A lagoa é utilizada para múltiplos fins e tem elevada importância econômica devido à piscicultura intensiva (tanques rede).

Diversos estudos comprovam que a piscicultura intensiva gera impactos no ambiente aquático (Oliveira & Fukushima 1998; Kitamura et al. 1999; Castro et al. 2006; Eler & Espíndola 2006; Esteves & Sant'Anna 2006). Segundo Sant'Anna (2013), o grande problema decorrente dessa prática é, sem dúvida, a eutrofização artificial, levando ao

assoreamento do corpo d'água favorecendo o aumento da densidade de cianobactérias, ocasionando as florações e consequente alteração na qualidade de água.

Diante dos múltiplos usos e, principalmente, devido a atividade de piscicultura desenvolvida pela associação de pescadores, torna-se importante o desenvolvimento de pesquisas na lagoa Juara, visando identificar as espécies de cianobactérias, bem como quantificá-las, possibilitando a avaliação da qualidade da água, a quantificação dos níveis de toxinas, sua variação horizontal, vertical e temporal, alertando para possíveis danos à saúde pública.

2. HIPÓTESES

- Há variação vertical de cianobactérias na lagoa Juara, apresentando maiores densidades em maiores profundidades da coluna d'água devido às características fisiológicas desse grupo;
- Há variação espacial horizontal em função de diferentes formas de impactos antrópicos na lagoa como a piscicultura intensiva e efluentes domésticos;
- Há diferença temporal em função do ciclo hidrológico;
- Há microcistinas na lagoa Juara decorrente da ocorrência de espécies potencialmente tóxicas em elevada densidade.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a estrutura da comunidade de cianobactérias na lagoa Juara sob o ponto de vista ecofisiológico em diferentes estações amostrais e profundidades na lagoa Juara nas épocas seca e chuvosa.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a estrutura da comunidade de cianobactérias analisando a riqueza taxonômica, composição, densidade total (indivíduos/mL), abundância, dominância de espécies, além da biomassa;

- Avaliar a variação espacial horizontal da comunidade de cianobactérias em três estações amostrais da lagoa;
- Avaliar a distribuição vertical da comunidade de cianobactérias em função da luz, com amostragens na superfície, 50% e 1% de luz;
- Avaliar a distribuição temporal das cianobactérias na lagoa Juara nas épocas seca e chuvosa;
- Avaliar a presença de microcistina em decorrência da presença de cianobactérias potencialmente tóxicas;
- Contribuir para o conhecimento de cianobactérias produtoras de toxinas em ambientes lênticos no Estado do Espírito Santo.

4. ÁREA DE ESTUDO

A lagoa Juara, (Figura 1) está localizada no município da Serra, ES, na região metropolitana de Vitória, possui área de drenagem de aproximadamente 106 km² e área superficial de 2,9 km². Os principais afluentes são os córregos Cavada, Independência, Cachoeira do Putiri, Laranjeiras e Dr Robson, que também recebe os córregos São Domingos e Roncador (Serra-21, 2000), compondo a microbacia do Jacaraípe, que se estende desde a nascente do Ribeirão Juara, passando pela lagoa Juara e desaguando no mar através do rio Jacaraípe (SARMENTO-SOARES, 2010).

Os bairros do entorno da lagoa Juara são Lagoa de Jacaraípe, Residencial Jacaraípe, Costa Dourada e São Domingos; essa ocupação urbana desordenada trouxe como consequência um dos principais problemas desse ecossistema aquático, o lançamento de efluentes domésticos “in natura” na lagoa, através do córrego Laranjeiras que nela desagua.

A região apresenta clima tropical úmido (Köppen & Geiger, 1939), temperatura média anual de 24°C, e regime pluviométrico variando de 900 a 1200 mm anual (PMS, 2010). O período chuvoso compreende novembro a março, sendo este último o mais chuvoso e o seco compreende os meses de junho a agosto, sendo setembro o mês mais seco (INMET, 2013).

A lagoa Juara possui múltiplos usos, como recreação, lazer e pesca artesanal, sendo muito visitada pela população especialmente nos finais de semana e feriados. Como

atividade econômica destaca-se a piscicultura intensiva, em funcionamento desde o ano de 2000, pioneira na região, implementada pelos pescadores com apoio do Sebrae, possibilitando a formação da Associação de Pescadores da lagoa Juara. A instalação de cerca de 150 tanques-redes, dispostos em quatro carreiras na lagoa, possibilita o cultivo de tilápias (*Oreochromis* sp.), alimentadas com ração duas vezes ao dia, sempre no período matutino. Os peixes são comercializados na própria associação, sendo fonte de subsistência para cerca de 50 famílias de pescadores.

De maneira atípica o mês de dezembro de 2013 foi extremamente chuvoso no Estado do Espírito Santo.

As fortes e persistentes chuvas provocaram grandes modificações nos ecossistemas aquáticos e, segundo o Incaper (Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural), os índices pluviométricos do mês foram os maiores dos últimos noventa anos. Em decorrência das chuvas a lagoa teve seu volume aumentado causando enchente na região (Figura 2). Em decorrência das alterações ocorridas no ambiente aquático houve uma grande mortandade dos peixes cultivados nos tanques-rede, com perda de cerca de 25 toneladas, restando apenas 20% de toda criação, o que representou grande prejuízo econômico.



Figura 1: Lagoa Juara. a) e b) Vista parcial da lagoa Juara, c) Pedalinhos usados para recreação, d) Urbanização no entorno da lagoa, próximo a associação de pescadores, e) Vista geral dos tanques-redes, f) Disposição dos tanques-redes na lagoa.

Fonte: Própria autora.



Figura 2: Mês de dezembro/2013. a) Vista aérea parcial da lagoa Juara e arredores, b) Funcionários da prefeitura municipal da Serra recolhendo peixes mortos, c) e d) ruas de acesso à lagoa Juara alagadas.

Fonte: Prefeitura Municipal da Serra (a, b); própria autora (c, d).

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 PERIODICIDADE DE COLETA E ESTAÇÕES AMOSTRAIS

As duas amostragens foram realizadas compreendendo a estação seca (setembro/2013) e a estação chuvosa (março/2014). As campanhas foram realizadas nos dias 19/09/2013 e 13/03/2014, sempre no período da manhã.

Estações amostrais

Foram definidas 3 estações amostrais (Figura 3), todas georeferenciadas (GPS): Estação 1: localizada na região distal ao mar, a cerca de 2 Km a montante do sistema de tanques-rede e a cerca de 1 Km a jusante da desembocadura do rio Juara (S20°06'.378"; W40°15'.117"); Estação 2: na região de piscicultura intensiva, entre os

tanque-rede ($S20^{\circ}05'.901''$, $W40^{\circ}14'.366''$) e Estação 3: região próxima a desembocadura do córrego Laranjeiras e da associação de pescadores ($S20^{\circ}06'.417''$, $W40^{\circ}13'.953''$).

As amostras foram coletadas em três profundidades, na sub-superfície, a 50% e 1% de luminosidade, determinadas a partir da utilização do radiômetro LI-250 A (LI-COR®) em todas as estações amostrais e em ambas as campanhas.



Figura 3: Mapa do Brasil com localização do Espírito Santo e neste destaque para o município da Serra. Localização da lagoa Juara, com as respectivas estações de amostragem (modificado de imagem de satélite, Google Earth).

5.2 DADOS CLIMATOLÓGICOS

Os dados climatológicos mensais (temperatura do ar média mensal e pluviosidade total acumulado mensal) referentes ao mês de setembro de 2013 e março de 2014 foram obtidos do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) em uma comparação dos mesmos meses nos últimos dez anos. Nos dias de amostragem foram determinadas a temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), através do termômetro de bulbo e velocidade do vento, através do anemômetro portátil digital Instrutherm AD-250, determinadas em campo.

5.3 VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

Em cada amostragem foram determinadas em campo: transparência da água, profundidade máxima, profundidade da zona eufótica, temperatura da água, oxigênio

dissolvido, condutividade elétrica, salinidade e pH. E em laboratório foram determinados: sólidos totais em suspensão, turbidez e a concentração dos principais nutrientes.

5.3.1 Transparência da água, profundidade máxima e luminosidade na coluna d'água

A profundidade foi determinada com auxílio do profundímetro SpeedTech. Para a transparência da água (m) foi utilizado o disco de Secchi e a penetração de luz na coluna d'água (μmol) foi determinada com a utilização do radiômetro LI-250 A (LI-COR®).

5.3.2 Perfis de temperatura da água e oxigênio dissolvido

A temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e o oxigênio dissolvido (% sat.) foram determinados com o medidor multiparâmetros YSI 85, com medições a cada 0,2m da coluna d'água, até uma profundidade próxima ao sedimento em cada estação amostral.

5.3.3 pH

O pH foi determinado por meio do potenciômetro digital portátil Quimis, realizada nas diferentes profundidades de coleta.

5.3.4 Turbidez

A turbidez (NTU) foi determinada em laboratório com o turbidímetro digital Plus ALFAKIT, nas amostras de cada profundidade coletada.

5.3.5 Nutrientes

Para a determinação da concentração dos principais nutrientes as amostras foram coletadas por passagem manual de frasco na sub-superfície e com garrafa vertical de Van Dorn, nas profundidades definidas (50% de luz e 1% de luz) e imediatamente acondicionadas sob refrigeração, até o laboratório. Do volume total das amostras coletadas, parte foi congelada para posterior determinação de nitrogênio total e fósforo

total e parte foi filtrada em filtros Millipore de fibra de vidro GF1, à vácuo, sendo congeladas em seguida, para determinação de, nitrato, nitrogênio amoniacal, ortofosfato e silicatos, através dos seguintes métodos: nitrogênio e fósforo total (VALDERRAMA, 1981); nitrato (MACKERETH et al, 1978); silicato (GOLTERMAN et al, 1978); nitrogênio amoniacal (KOROLEFF, 1976) e ortofosfato (STRICKLAND & PARSONS, 1960). Todos os valores foram expressos em µg/L, a exceção das concentrações de silicatos, as quais foram expressas em mg/L.

5.4 CYANOBACTERIA

5.4.1 Amostragem e tratamento das amostras

As amostras para análise qualitativa de cianobactérias foram coletadas com rede de plâncton com abertura de malha de 20µm, através de arrastos horizontais na sub-superfície da coluna d'água. As amostras das profundidades de 50% e 1% fr luz foram coletadas com Garrafa de Van Dorn, filtradas em rede de plâncton (para concentrar a amostra) e acondicionadas em frascos de polietileno.

Das amostras coletadas, parte foi mantida viva para identificação dos organismos, com observação de características fundamentais que são visualizadas somente em organismos vivos, como coloração e movimento; outra parte foi fixada com solução formalina 4% (BICUDO & MENEZES, 2005) para posterior análise em laboratório.

As amostras quantitativas foram coletadas na sub-superfície com passagem manual de frasco e nas demais profundidades (50% e 1% de luz) foram coletadas com utilização da Garrafa de van Dorn e imediatamente fixadas com solução de lugol acético 5%, utilizando o método de sedimentação em câmaras (UTERMOHL, 1958).

5.4.2 Análise qualitativa

Em laboratório, a análise qualitativa foi realizada com utilização de microscópio óptico Olympus CX 41, equipado com ocular de medição, câmara clara e máquina fotográfica, a partir de amostras vivas e fixadas, coletadas com a rede de plâncton. Para identificação dos táxons, sempre que possível em nível específico, foi utilizado bibliografia especializada e trabalhos relacionados.

Os Sistemas de Classificação utilizados foram: Komárek e Anagnostidis (1988, 1989, 1990 e 1999), Bicudo (2006), Sant'Anna (2012).

A riqueza de táxons foi determinada através do número de táxons presentes nas amostras.

5.4.3 Análise quantitativa

A densidade foi determinada através do método de sedimentação em câmaras, de acordo com Uthermöhl (1958), em microscópio invertido Nikon Eclipse TS 100 em aumento de 400 vezes, através do procedimento de campos aleatórios (UELINGER, 1964). Para a contagem, cada célula, colônia ou filamento foi considerado um indivíduo.

Segundo Lund et al (1958) recomenda-se a contagem de, no mínimo, 100 indivíduos da espécie mais abundante, com precisão de 20%; e precisão de 5% para contagem de 800 indivíduos, porém, a contagem foi realizada de acordo com a densidade da amostra, variando de um mínimo de 100 a 800 indivíduos, contados até a estabilização do número de espécies adicionadas por campo, de acordo com Bicudo (1990) para elevar ao máximo a confiabilidade dos dados. Foram utilizadas câmaras de sedimentação de 10mL, com amostras diluídas na proporção 1:1, 2:1 e 3:1, de acordo com a concentração da amostra.

Os resultados foram expressos em indivíduos/mL (densidade de organismos), calculados segundo Weber (1973):

$$\text{Ind/mL} = (n/s.c) \cdot (1/h) \cdot F$$

Onde:

n = número de indivíduos contados;

s = área do campo;

c = número de campos contados;

h = altura da câmara de sedimentação;

F = fator de correção para mililitro ($10^3\text{mm}^3/\text{mL}$).

5.4.4 Espécies dominantes e abundantes

As espécies dominantes e abundantes foram determinadas a partir dos dados quantitativos. Espécies dominantes foram consideradas como aquelas em que a ocorrência numérica superou 50% do número total de indivíduos em cada amostra, e abundante, as espécies em que a ocorrência numérica superou o valor médio do número total de indivíduos de cada amostra (LOBO & LEIGHTON, 1986).

5.4.5 Biovolume

Para determinação do biovolume das espécies quantificadas foram consideradas as dimensões médias dos indivíduos, através de modelos geométricos semelhantes à forma dos indivíduos, conforme Hillebrand et al. (1999), Sun & Liu (2003) e Vadrucci et al. (2007) e Fonseca (2014).

As medições foram realizadas, sempre que possível, com pelo menos 20 indivíduos por espécie e, posteriormente, calculada a média do volume de cada espécie. O biovolume foi obtido através da multiplicação das médias de volumes celulares pelas densidades de cada espécie, com resultados expressos em mm³/L.

5.5 TRATAMENTO E ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os dados foram analisados através de estatística descritiva para verificar a flutuação espacial e temporal através da determinação de valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão e coeficiente de variação pelo programa Microsoft Excel 2007.

O coeficiente de Correlação de Spearman ao nível de significância de $p < 0,05$, foi aplicado a fim de se verificar possíveis relações das variáveis abióticas entre si através do programa STATISTICA 7.0.

Foi utilizada a análise multivariada em componentes principais (ACP) para ordenar as variáveis abióticas e as estações de amostragem, expressando a relação entre elas através de fatores, através do programa PCOrd 5.0. Utilizou-se também a análise multivariada de correspondência canônica (ACC) para ordenar espacialmente as variáveis abióticas e biológicas em relação as estações de amostragem, expressando a relação entre elas através de fatores, pelo programa PCOrd 5.0.

6. RESULTADOS

Os resultados obtidos nesse trabalho serão publicados em três artigos científicos. O artigo I será submetido ao periódico *Acta Botanica Brasilica*, o artigo II ao periódico *Acta Scientiarum. Biological Sciences* e o artigo III será submetido ao periódico *Hydrobiologia*.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA – **American Publication Health Association, Standars methods for the examination of water and wastewater.** GREENBERG, A. E.; CLESCERI, L. S.; EATON, A. D. (Eds.). 18.ed. USA: Washington D. C., 1992.

ARAÚJO, M. K. C. **Produção e liberação de microcistinas em ritmo circadiano em *microcystis aeruginosa* (Kützinger) Kützinger.** 2012.

ASSIS, D. R. S.; MENDONÇA P., MAGALHÃES R.; CASTILHO, C. J. M. **Impactos da Urbanização e Vulnerabilidade de Lagoas Costeiras (Impacts of Urbanization and Vulnerability of Coastal Lagoons).** *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 6, n. 2, p. 223-232. 2013.

AZEVEDO, S. M. F. O., **Toxic cyanobacteria and the Caruaru tragedy.** IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia. 1996.

BICUDO, D. C. **Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifíton.** *Acta Limnologica Brasiliensia*. V. III: 459-475. 1990.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições.** São Carlos: Rima. 2005.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições** 2 ed. São Carlos: Rima. 2006.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. **Developed of *Microcystis aeruginosa* (Kützinger). Kützinger (Cyanophyceae/Cyanobacteria) under cultivation and its taxonomic implications.** *Algolog. Stud.* V99 p.29-37. 2000.

BORGES, P. A. F., TRAIN S. & RODRIGUES L. C., **Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs.** *Hydrobiologia*. 607: 63-74. 2008.

BOZELLI, R. L.; HUSZAR, V. L. M. **Comunidades fito e zooplanctônicas em tempo de avaliação.** *Limnotemas*, v. 3, p. 1-32, 2003.

CARMICHAEL, W. W. **Cyanobacterial secondary metabolites - the cyanotoxins.** *Journal of Applied Bacteriology* 72: 445-459. 1992.

CARMICHAEL, W. W.; FALCONER, I. **In Algal Toxins in Seafood and Drinking Water; Falconer, I. R., Ed.; Academic Press, London, pp 187-210.** 1993.

CARMICHAEL, W. W. **The Toxins of Cyanobacteria.** *Scientific American*, January, 64-70. 1994.

CARMICHAEL, W. W. **The Toxins of Cyanobacteria.** *Advances in Botanical Research*. 27: 211-256. 1997.

CARMICHAEL, W.W.; AZEVEDO, S.M.F.O., AN, J.S.; MOLICA, R.J.R.; JOCHIMSEN, E.M.; LAU, S.; RINEHART, K.I.; SHAW, G.R.; EAGLESHAM, G.K. **Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins.** *Environmental Health Perspectives*. 109 (7): 663-667. 2001.

CASTRO, P. M. G.; MARUYAMA, L. S.; MENEZES, L. C. B. & MERCANTE, C. T. J. **Perspectiva da atividade de pescueiros no Alto Tietê: contribuição à classe de usos múltiplos da água.** *Boletim do Instituto de Pesca* 32: 1-14. 2006.

CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo.** Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo. 269p. 2002.

DeMOTT, W. R.; ZHANG, Q. X. & CARMICHAEL, W. W. **Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of Daphnia.** *Limnology and Oceanography*, 36: 1346-1357. 1991.

ELER, M.N. & ESPÍNDOLA, E.L.G. **Avaliação dos impactos de pesque-pague: uma análise da atividade na Bacia Hidrográfica do Rio Mogi Guaçu.** Rima, São Carlos. 294p. 2006.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** 3 ed. Rio de Janeiro, Editora Interciência. 2011.

ESTEVES, K.E. & SANT'ANNA, C.L. **Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo.** Rima, São Paulo. 226p. 2006.

FARQUAHR, J.; BAO, H.M. & THIEMENS, M. **Atmospheric influence of Earth's earliest sulfur cycle**. Science, 289: 756-758. 2000.

FONSECA, B. M. et al. **Biovolume de cianobactérias e algas de reservatórios tropicais do Brasil com diferentes estados tróficos**. 2014

FRAGOSO JUNIOR, C. R.; et al. **Simulação de Eutrofização em Lagos Rasos II: Sistema do Taim (RS)**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v. 12, n. 4, p. 37-48. 2007.

GARCIA DE EMILIANI, M.O. **Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Paraná River, Argentina)**. Hydrobiologia, Bélgica, v. 357, p. 1-15, 1997.

GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S., OHNSTAD, M. A. M. **Methods for chemical analysis of freshwater**. (IBP Handbook, n. 8 2nd ed.). Oxford: Blackwell Scientific Publications, p. 213. 1978.

HALSTVEDT, CB., ROHRLACK, T., ANDERSEN, T., SKULBERG, O. & ARDSEN, BE., **Seasonal dynamics and depth distribution of Planktothrix spp. in Lake Steinsfjorden (Norway) related to environmental factors**. Journal of Plankton Research, vol. 29, no. 5, p. 471-482. 2007.

HAVENS, K. E., PHILIPS, E.J., CICHRA, M. F. & LI B. L., **Light availability as a possible regulator of cyanobacteria specie composition in a shallow subtropical lake**. Freshwater Biology. 39: 547-556. 1998.

HERRERO, E. F. A. **Compartmentalized function through cell differentiation in filamentous cyanobacteria**. Nature Reviews Microbiology v. 8, p. 39-49, 2010. Disponível em: <<http://www.nature.com/nrmicro/journal/v8/n1/pdf/nrmicro2242.pdf>>.

HILLEBRAND, H; DÜRSELEN, C.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGER, U.; ZOHARY, T. **Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae**. Journal Phycology 35: 403-424. 1999.

HINO K., TUNDISI J.G., REYNOLDS C.S. Vertical distribution of phytoplankton in a stratified lake (Lago Dom Helvecio, Southeastern Brazil) with special reference to the metalimnion. **Japanese Journal of Limnology**. 47: 239-246. 1986.

IBAÑEZ, M.S.R. **Phytoplankton composition and abundance of a Central Amazonian floodplain lake**. Hydrobiologia, Bélgica, v. 362, p. 79-83, 1998.

IZAGUIRRE, I. et al. **Variation in phytoplankton composition and limnological features in a water-water ecotone of the Lower Paraná Basin (Argentina).** Freshwater Biol., Oxford, v. 46, p. 63-74, 2001.

JANN-PARA, G., SCHWOB, I. & FEUILLADE, M. Occurrence of toxic Planktothrix rubescens blooms in lake Nantua, France. Toxicon, vol. 43, p. 279-285. 2004.

JENSEN, P., JEPPESEN, E., OLRİK, K., KRISTENSEN, P. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow danish lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.** 51: 1994. p.1692-1699.

JOCHIMSEN, E. M. et al. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. **New England Journal of Medicine**, v. 338, n. 13, p. 873-878, 1998.

KARADDZIC, V.; SUBAKOV-SIMIC, G.; KRISMANIC, J. & NATIC, D. Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garasi and Bukulja (Serbia). Desalination, v. 255, p. 91-96. 2010.

KITAMURA, P.C.; LOPES, R.B.; CASTRO JR., F.G. & QUEIROZ, J.F. **Avaliação ambiental e econômica dos lagos de pesca esportiva na Bacia do Rio Piracicaba.** Boletim Industrial Animal 56: 95-107. 1999.

KONOPKA, A., **Buoyancy regulation and vertical migration by Oscillatoria rubescens in Crooked Lake, Indiana.** British Phycological Journal, vol. 17, p. 427-442. 1982. doi:10.1080/00071618200650451

KÖPPEN, W. **Klassifikation der klimate nach temperatura, niederschlag und jahreslauf.** Petermanns Geographische Mitteilungen, Gotha, v. 64, p. 193-203, 1918.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Handbuch der Klimatologie**, Berlin: G. Borntraeger, 1939. 6v.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. **Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3 – Oscillatoriales.** Archiv für Hydrobiologie. 50: 327-472. 1988.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. **Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4 – Nostocales.** Archiv für Hydrobiologie. 56: 247-345. 1989.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. **Modern approach to the classification system of cyanophytes. 5 – Stigonematales.** Archiv für Hydrobiologie. 59: 1-73. 1990.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. **Chroococcales**. In: Ettl, A.; Gerloff, j.; Heynig, H. & Mollenhauer, D. (Eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 19. Stuttgart: G. Fischer Verlag,. 548p. 1999.

KOROLEFF, F.; PALMORK, K. H. Report on the ices score nutrients intercalibration experiment. Hydrology Cont Alexandria, v. 21. 1976.

LOBO, E.; & LEIGHTON, G. **Estruturas comunitárias de lãs ficonozes plaktonicas de los sitemas de desembocaduras y esteros de rios de la zona central de Chile**. Revista Biologia Marinha 22 (1): 1-29. 1986.

LUND, J.W.G.; KIPLING,C. & LENCREN, E.D. **The inverted microsxcope method of estimating algae number and statistical basis of estimating by couting**. Hydrobiologia, 11:143-170. 1958.

MACKERETH, F. J. H., HERON, J., TALLING, J. F. **Water analysis**: Some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association. Scientific Association. Kendall: Titus Wilson & Son Ltd, 117 p. 1978.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega, 1983. 1010 p.

MELO, S. et al. **Phytoplankton diel variation and vertical distribution in two Amazonian floodplain lakes (Batata Lake and Mussura Lake, Pará-Brazil) with different mixing regimes**. Amazoniana, Manaus, v. 18, n. 1-2, p. 1- 10, 2004.

MOURA, A. N. et al. Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 2, p. 451-459, 2011.

NIKLISCH, A. & KOHL, JG., **The influence of light on the primary production of two planktic blue-green algae**. Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie, vol. 33, p. 451-455. 1989.

OLIVEIRA, L.H. & FUKUSHIMA, S.E. **Sistema integrado de gestão: o caso dos pesqueiros da região da Grande São Paulo**. Revista da Universidade de Alfenas 4: 217-224. 1998.

PADISÀK, J. **Cylindrospermopsis raciborskii (Woloszynska) Seenayyaet Subba Raja, an expending high lyad aptative cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology**. Archfür Hydrobiology, 107: 563-593. 1997.

PADISÁK, J. Phytoplankton. In: **O'SULLIVAN, P.E.; REYNOLDS, C.S. (Ed.). The lakes handbook 1. limnology and limnetic ecology.** Oxford: Blackwell Science. p. 251-308. 2003.

PADISÁK, J., BARBOSA, F. & KRIENITZ, L., **Deep layer cyanoprokaryota maxima in temperate and tropical lakes.** Archives of Hydrobiology, vol. 58, p. 175-199. 2003.

PAERL, H.W., **Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters.** Limnology and Oceanography 33: 823-847. 1988.

PMS - Prefeitura Municipal da Serra (2010). Recursos Naturais: Bacias Hidrográficas. Disponível em: <<http://app.serra.es.gov.br/semma/>>. Acesso em: 15 de dezembro de 2014.

REBOUÇAS, BRAGA & TUNDISI. **Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação.** 3a ed. São Paulo, Escrituras, 2006.

REYNOLDS, CS. and WALSBY, AE., **Water-blooms.** Biology Reviews, vol. 50, p. 437-481. 1975.

REYNOLDS, C. S. **The ecology of freshwater phytoplankton** (Cambridge studies in ecology). Cambridge: Cambridge University Press. 384p. 1984.

REYNOLDS, C.S. **On the vertical distribution of phytoplankton in the middle rio Doce Vale lakes.** In: TUNDISI, J. G.; SAIJO, Y. (Ed.). Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, p. 227-241. 1997.

REYNOLDS, [C. S. The Ecology of Phytoplankton \(Ecology, Biodiversity and Conservation\)](#). Cambridge University Press, Cambridge. p. 593. 2006.

UENO, Y. et al.. **Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay.** Carcinogenesis, v. 17, n.6, p. 1317-1321, 1996.

SANT'ANNA, C. L. et al. **Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras.** São Paulo Instituto de Botânica. 2012.

SARMENTO-SOARES, L., MARTINS-PINHEIRO M., RONALDO F. A fauna de peixes da bacia dos Reis Magos e microbacias de Serra, Espírito Santo, Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão (N. Sér.)**, v. 28, p. 105-141, 2010.

SERRA 21 – ESTUDOS TEMÁTICOS V. 7 Diane M. Ferreira Varanda Rangel Luiz Henrique Muniz de Aquino Ana Rosa Ferreira Varanda. Meio Ambiente E Humanização da Cidade. 2010.

SHAPIRO, J.. **Current beliefs regarding dominance by blue greens: the case for the importance of CO₂ and pH.** Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, vol. 24, p. 38-54. 1990.

SPERLING, E. V.; FERREIRA, A. C. S.; GOMES, L. N. L. **Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth.** Desalination, v. 226, n. 1-3, p. 169–174, 2008.

STRICKLAND, J.D., PARSONS, T.R. A manual of sea water analysis. Bull. Fish. Res. Board Can. 125, 1-185. 1960.

SIVONEN, K.; JONES, G. **Cianobactérias tóxicas na água: um guia para as suas consequências para a saúde pública, monitoramento e gestão.** 1: 43-112. 1999.

STEWART, W. D. P. **Some Aspects of Structure and Function in N Fixing Cyanobacteria.** Annual Review of Microbiology, v. 34, n. 1, p. 497-536, 1980. Disponível em: <<http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.mi.34.100180.002433>>.

SUN, J.; LIU, D. **Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton.** Journal of Plankton Research 25: 1331-1346. 2003.

TUNDISI, J.G. Água no século XXI: enfrentando a escassez. São Carlos: RIMA, IIE, 2003.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ABE, D. S. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 1079-1098, 2008.

UEHLINGER, V. **Étude statistique des methods de dénombrement planctonique.** Archive Science 17(2): 121-123. 1964.

UTERMÖHL, H. **Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton – methodik.** Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol., v.9, p. 1–38. 1958.

VADRUCCI, M. R.; CABRINI, M.; BASSET, A. **Biovolume determination of phytoplankton guilds in transitional water ecosystem of Mediterranean Ecoregion.** Transit. Waters Bull. 2: 83-102. 2007.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. **Marc. Chem.**, v. 10, p. 1109-122, 1981.

VEZIE, C., J. Rapala, J. Vaitomaa, J. Seitsonen, K. Sivonen, 2002.. **Effect of Nitrogen and Phosphorus on Growth of Toxic and Nontoxic Microcystis Strains and on Intracellular Microcystin Concentrations.** Microb Ecol, France, 43: 443-454.

WEBER, C. I. Plankton. In: **National Environmental Research Center Office of Research and Development U. S. Environmental Protection Agency Cincinnati** (Ed.) Biological field and laboratory methods for measuring the quality surface water and effluents. U. S. A. p.1-17. 1973.

CAPÍTULO 1:

**Distribuição vertical e espacial de cianobactérias na lagoa costeira Juara, Serra –
Espírito Santo**

FERNANDA BRÊDA ALVES ^{1*} & VALÉRIA DE OLIVEIRA FERNANDES¹

¹ Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Algas Continentais. Universidade Federal do Espírito Santo – Departamento de Botânica / CCHN – PPGBV – Av. Fernando Ferrari n° 514, Campus Goiabeiras, Vitória (ES), CEP: 29075-015.

*Autor para correspondência: f.bredaalves@hotmail.com

A ser encaminhado para **Acta Scientiarum. Biological Sciences**.

Normas disponíveis em:

<http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/about/submissions#onlineSubmissions>

RESUMO

As cianobactérias podem distribuir-se por toda a coluna d'água, graças a estruturas de flutuação, os aerótopos. Essa distribuição pode ocorrer em função da luminosidade e concentração de nutrientes. O objetivo desse trabalho foi avaliar a variação vertical e espacial de cianobactérias e das variáveis limnológicas em diferentes estações amostrais da Lagoa Juara, Serra/ES, submetida a múltiplos impactos antrópicos e tendo a piscicultura intensiva como atividade econômica. As amostras foram coletadas na subsuperfície, 50% e 1% de luz, determinadas através do uso do radiômetro. A coleta na superfície foi realizada através de garrafa de Van Dorn horizontal, nas outras duas profundidades, foi realizada coleta com a garrafa vertical, no período de setembro/20013. Foram determinadas: composição, densidade total e biovolume, bem como as variáveis ambientais e limnológicas: velocidade do vento, pH, turbidez, transparência, temperatura da água, concentração dos principais nutrientes e luminosidade. Ocorreu dominância de *Synechocystis aquatilis* durante todo o período do estudo. Em relação a temperatura da água, pH e concentração de nutrientes não houve grande diferença vertical, mostrando que o ambiente, por ser raso, possibilita uma mistura completa da coluna d'água.

Introdução

As cianobactérias são seres procariontes (PACKER E GLAZER, 1988), sendo um grupo muito diversificado (SHARMA, 2013) em se tratando da sua morfologia, porém apresentam características de algas em se tratando da sua fisiologia, podem ser uni ou pluricelulares (coloniais ou filamentosas) (STEWART, 1980; HERRERO, 2010). Possuem ampla faixa de distribuição, podendo ser encontradas desde ambientes aquáticos a ambientes terrestres (WHITTON, 2012), as características de adaptação permitiram seu sucesso evolutivo, possibilitando a colonização de diversos ecossistemas do planeta (FARQUAHR et al., 2000).

Nos ecossistemas aquáticos, as cianobactérias possuem estratégias de distribuição vertical buscando condições favoráveis ao seu desenvolvimento. Segundo Potts (2000) a concentração adequada de nutrientes e a luminosidade são os principais fatores que estimulam o deslocamento vertical de uma espécie de cianobactéria na coluna d'água.

O deslocamento é possibilitado devido à presença de vesículas de gás (aerótopos) em algumas espécies de cianobactérias (SHARMA, 2013). A quantidade de vesículas de gás na célula pode ter seu número aumentado ou diminuído; quando em condições de saturação de nutrientes, os aerótopos diminuem, fazendo com que a alga perca sua flutuabilidade (WALSBY, 1981, 1987, 1994). Segundo Sharma (2013) gêneros como *Microcystis* e *Anabaena*, são fortemente dependentes do funcionamento dos aerótopos, fato que favorece a capacidade desses grupos formarem as florações ou “*bloom*”. Outra característica importante para a distribuição vertical de cianobactérias é sua relação com a luminosidade; pois elas apresentam vários pigmentos fotossintéticos como: ficocianina, ficoeritrina, caroteno e a clorofila-a.

A diversidade de pigmentos contribui para uma maior faixa de absorção dos diferentes comprimentos de onda da luz (SHARMA, 2013) possibilitando maior absorção da energia luminosa, até mesmo em ambientes com baixa luminosidade. Essa eficiência de absorção luminosa confere às cianobactérias maior vantagem e competitividade de colonização em ambientes aquáticos (VAN DEN HOEK et al., 1995), influenciando diretamente em sua distribuição vertical (HAVENS et al.; 1998; DIEHL, 2007; BORGES, TRAIN, 2008). Por ter a capacidade de alterar a proporção da concentração de pigmentos, as cianobactérias podem sofrer alterações cromáticas, possibilitando o seu desenvolvimento em diferentes faixas de intensidade luminosa (FERNANDES, et al, 2005).

A alta intensidade de luz e disponibilidade de nutrientes, principalmente em ambientes impactados por cargas elevadas de efluente domésticos, causa rápido desenvolvimento de cianobactérias, que atingem elevada densidade e promovem a ocorrência de florações (“*blooms*”), gerando um impacto negativo na qualidade da água em termos de balneabilidade, pesca e recreação, devido as mudanças nas características organolépticas da água (cor, odor e sabor). Além disso, há potencialidade na produção de toxinas, as quais podem ser liberadas após lise celular (CARMICHAEL, 1992; CARMICHAEL & FALCONER, 1993) ou de forma ativa no meio circundante (ARAÚJO, 2012), afetando a saúde humana, sendo acumulada em peixes e impedindo a utilização desses ambientes aquáticos contaminados.

A lagoa Juara oferece condições favoráveis para ocorrência de cianobactérias devido ao impacto antrópico como a atividade de piscicultura intensiva e ao despejo de efluente doméstico, levando um aporte de nutrientes. O aporte de nutrientes aliado as características da lagoa, como a pequena profundidade, que permite uma maior penetração de luz, possibilita uma distribuição vertical de cianobactérias. Assim, o objetivo do estudo foi determinar a composição de espécies e medir a biomassa de cianobactérias em relação ao gradiente vertical, correlacionando as condições ambientais na água em diferentes profundidades, durante a estação seca, na lagoa Juara.

Material e Métodos

A lagoa Juara (Figura 1) está localizada na região metropolitana de Vitória, no município da Serra, ES, com área superficial de 2,9 km², e tem como principal contribuinte o córrego Laranjeiras, que despeja efluentes domésticos *in natura* proveniente dos bairros adjacentes a lagoa. O clima da região é tropical úmido (Köppen & Geiger, 1939), com temperatura média anual de 24°C e o regime pluviométrico anual varia de 900 a 1200 mm (PMS, 2010). O período chuvoso compreende de novembro a março, sendo este último mês o mais chuvoso e o seco abrange os meses de junho a agosto, sendo setembro o mês mais seco (INMET, 2013).

A lagoa Juara possui múltiplos usos, tais como lazer, recreação e pesca artesanal e esportiva, tendo como atividade econômica a piscicultura intensiva, implantada desde o

ano de 2000. Há cerca de 150 tanques-redes, dispostos em quatro fileiras na lagoa, para o cultivo de tilápias (*Oreochromis* sp.), alimentadas com ração duas vezes ao dia.

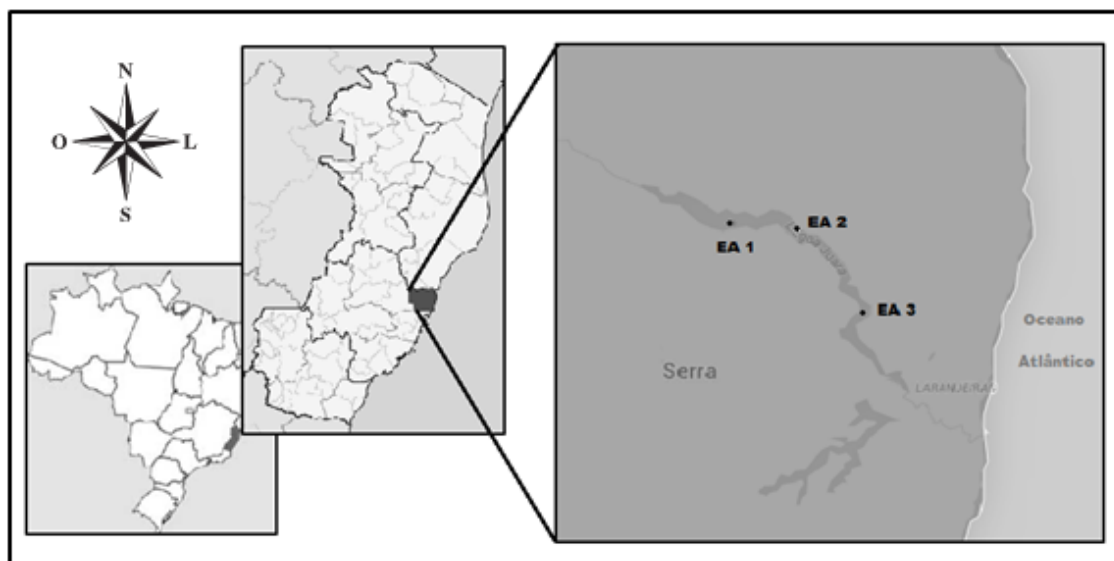


Figura 1: Localização da Lagoa Juara (e estações amostrais) no município de Serra, ES, Brasil.

A coleta foi realizada no mês de setembro/2013 por ser o período mais seco. Foram determinadas três estações amostrais na lagoa: Estação 1 - localizada na região distal ao mar, cerca de 2 Km a montante do sistema de tanques-rede; Estação 2 - na região de piscicultura intensiva, entre os tanque-rede e Estação 3 - região próxima a desembocadura de córrego Laranjeiras e associação de pescadores. Todas as estações foram georefenciadas (Tabela 1).

Para a determinação das profundidades de coleta em cada estação amostral, foi utilizado o radiômetro LI-250A: 50% e 1% de luz. As amostras nestas profundidades foram coletadas com a utilização da garrafa de Van Dorn com capacidade de 2 litros.

Tabela 1: Coordenadas geográficas das estações amostrais (EA).

Estações	Latitude (S)	Longitude (W)
EA 1	20° 06' 378''	40° 15' 117''
EA 2	20° 05' 901''	40° 14' 366''
EA 3	20° 06' 417''	40° 13' 953''

As variáveis limnológicas da água nas três profundidades em cada estação amostral analisados em laboratório foram: pH, turbidez, sólidos totais em suspensão (APHA, 1992), fósforo total (VALDERRAMA, 1981), ortofosfato (STRICKLAND &

PARSONS, 1960), nitrogênio total (CARMOUZE, 1994), nitrogênio amoniacal (CARMOUZE, 1994).

As amostras qualitativas foram obtidas utilizando rede de plâncton, com abertura de malha de 20 µm por meio de arrastos horizontais na sub-superfície da água e com garrafa de Van Dorn nas profundidades de 50% e 1 % de luz, acondicionadas em frascos de vidros, devidamente etiquetadas, preservadas e fixadas com solução de formalina 4% (BICUDO & MENEZES, 2005). As amostras quantitativas foram coletadas na sub-superfície com passagem manual de frasco. Nas profundidades de 50% de luz e 1% de luz, com utilização da garrafa de Van Dorn, fixadas com solução de lugol acético 5% e posteriormente contadas através do método de sedimentação em câmaras (Utermöhl, 1958). As amostras foram analisadas no Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Algas Continentais na Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).

A análise qualitativa de cianobactérias foi realizada em microscópio óptico (NIKON E200), indivíduos de cada táxon foram fotografados, medidos e identificados de acordo com bibliografia específica (Anagnostidis & Komárek, 1988; Komárek & Anagnostidis, 2005; Bicudo, 2006; Sant'Anna, 2012).

A contagem foi feita de acordo com Lund et. al. (1958), com um mínimo de 100 ou 800 indivíduos da espécie mais predominante. Este valor foi estipulado de forma independente para cada amostra, com contagem de 100 indivíduos para amostras com menor densidade de cianobactéria e 800 indivíduos (adaptado de Lund et. al. 1958) para amostras que apresentaram alta densidade mesmo com diluições, o resultado foi expresso em ind./mL. (Weber, 1973).

O biovolume foi calculado baseado nas formas geométricas aproximadas à forma da célula, definidas por Hillebrand *et. al.* (1999), Sun & Liu (2003) e de acordo com a metodologia sugerida por Fonseca *et. al.* (2014).

Os dados abióticos foram analisados através da análise de componentes principais (ACP), ordenando-os com as profundidades em cada estação amostral. As relações entre as variáveis bióticas e as abióticas nas estações amostrais foram verificadas por meio da análise de correspondência canônica (ACC), com significância pelo teste de Monte Carlo ($p < 0,05$), com 999 aleatorizações, através do programa PCORD versão 6.1.

Resultados e Discussão

A distribuição da comunidade de cianobactérias na coluna d'água da lagoa Juara foi orientada principalmente pela luminosidade, disponibilidade de nutrientes e fatores como característica ecológica que permite a dominância de um ou outro grupo no meio, fatores descritos na tabela 2. A temperatura da água apresentou-se constante nas diferentes profundidades da estação 1 (EA1) e pequena diminuição em relação a temperatura superficial e a 50% e 1% de luz nas estações EA2 e EA3, fato relacionado com a baixa profundidade da lagoa Juara (máximo de 2,40) (Figura 2).

As lagoas costeiras são ambientes rasos muito vulneráveis as variações climáticas como a ação dos ventos. Este provoca circulação e mistura na coluna d'água (Cardoso e Motta-Marques, 2009). Devido a pequena profundidade as lagoas costeiras normalmente apresentam ausência de estratificação térmica e baixa variação de temperatura, fato observado na lagoa Juara em que a variação vertical nas estações amostrais foi praticamente uniforme.

A disponibilidade de nutrientes como ortofosfatos, fósforo total e nitrato mostraram variações discretas entre as profundidades, permanecendo em maior concentração na superfície da água. O valor de pH manteve-se alcalino a levemente alcalino durante todo o estudo.

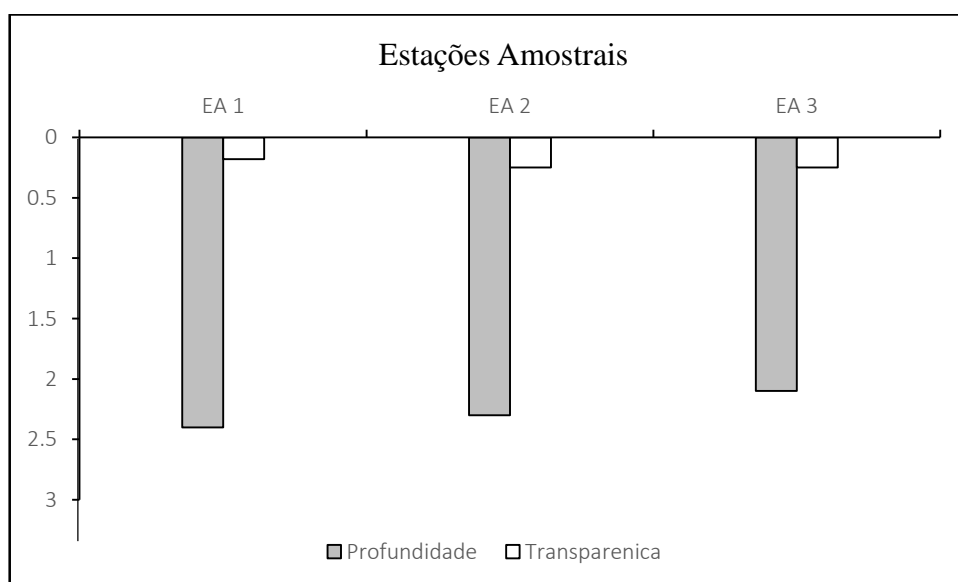


Figura 2: Variação da profundidade (em metros) e transparência nas estações amostrais.

Tabela 2: Variação espacial horizontal das variáveis limnológicas nas três estações amostrais, em três diferentes profundidades (EA1: Superfície, EA 1.1: 50% de luz e EA1.2:1% de luz). Temp.= temperatura da água, Lum. = luminosidade, Prof.= profundidade, O D = oxigênio dissolvido, Orto-P= ortofosfato, P-total= fósforo total, N-Amoniacal = nitrogênio amoniacal.

	Temp. (°C)	Lum. (μmol)	Prof. (m)	Turbidez (NTU)	O D (mg/L)	pH	Orto-P (μg/L)	P-total (μg/L)	Nitrato (μg/L)	N- Amoniacal (μg/L)
set/13										
EA1	26.9	53.5	0	8.1	13.8	7.9	39	43.7	480	8.2
EA1.1	26.9	26.7	0.2	5.2	7.3	7.7	35	42.6	966	2.7
EA1.2	26.9	0.56	1	6.9	6.9	8	34	35	559	3.6
EA 2	27.3	55	0	6.9	6.7	7.8	45	60.2	185	2.8
EA2.1	27	27.5	0.6	7.7	6.1	7.5	37	117.7	966	3.2
EA2.2	26.7	0.55	1.4	4.8	6.1	7.6	39	82.6	43	4.2
EA 3	28.6	30	0	17.5	6.4	7.5	70	88.8	358	20.5
EA3.1	28.5	15	0.3	7.7	5.6	8.5	43	80.6	1067	61.3
EA3.2	28	0.3	0.8	4.8	5.7	8.6	52	80	171	37.7

Os ecossistemas aquáticos apresentam variabilidade espacial decorrente da relação de diversos fatores com a comunidade fitoplânctonica, incluindo as cianobactérias. A dominância de uma ou outra espécie dentro da comunidade fitoplânctonica está relacionada com fatores bióticos e abióticos (MOURA, 2011).

A densidade numérica de cianobactérias mostrou-se pouco variável quando analisadas as diferentes profundidades em cada estação (Figura 3), exceto pela estação três (EA3), que teve semelhança nos valores de densidade entre superfície e 50% de luz, mas apresentou diferença significativa em relação a 1% de luz. Este fato provavelmente se deve ao maior aporte de nutrientes nessa região, por conta da proximidade com o córrego Laranjeiras, levando ao *input* principalmente de compostos fosfatados (NOGUEIRA et al., 2008) incrementando a densidade fitoplanctonica e ocasionando o assoreamento da camada pouco iluminada (mais profunda).

Altos valores de densidade aliados a elevados valores de turbidez, nutrientes e baixa transparência da água podem ser fatores indicativos de ambientes impactados (MIRANDA, 2013).

O mês de setembro corresponde ao período seco e a falta de chuva tende a concentrar os nutrientes disponíveis, influenciando no aumento da densidade de organismos fitoplanctônicos. Tal fato também foi observado por Naselli-Flores (2000) ao estudar 21 reservatórios na Itália no período de verão, em que as condições climáticas se assemelham a da lagoa Juara. A escassez de pluviosidade aliada ao alto pH do ambiente favorece o crescimento de cianobactérias (PADISAK 1997; CARACO & MILLER 1998) pois o gás carbônico pode se tornar limitante à produção, fato favorável às cianobactérias que podem assimilar o bicarbonato predominante e elevar o pH.

Estudos no Brasil, também mostraram que no período de estiagem (seca) há maior concentração de nutrientes e densidade de cianobactérias (DELLANO-OLIVEIRA et al., 2003; BRANCO; SANT'ANNA et al., 1997).

Os maiores valores de densidade encontrados na estação EA3 são acompanhados dos maiores valores de pH encontrados nessa estação (média de 8.2). Segundo Calijuri (2006) aumento nos valores de pH são indicativos de atividade fotossintética de cianobactérias, como o observado (Figura 3). Estudos em lagoas de São Paulo também demonstram relação entre maiores valores de pH com maior densidade de cianobactérias (MORALES, 2014).

Dentre as três estações amostrais (EA1, EA2 e EA3), a EA3 apresenta possíveis condições de maior impacto antrópico, por estar em uma região que recebe aporte de nutrientes provenientes do despejo de efluente doméstico via córrego Laranjeiras. Segundo Wang (2014) o aumento na concentração de nutrientes favorece a comunidade fitoplanctônica propiciando um aumento na densidade de cianobactérias, fato evidenciado no presente estudo.

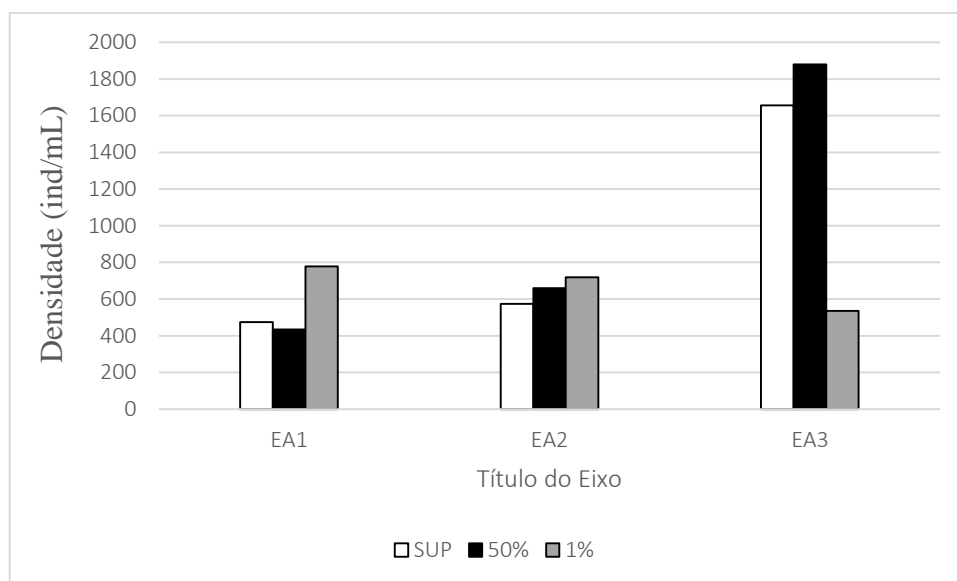


Figura 3: Variação vertical da densidade de cianobactérias nas diferentes profundidades em cada estação amostral.

Foram identificadas um total de 49 espécies de cianobactérias pertencentes a 17 gêneros, 8 famílias e 4 ordens. Ocorreu dominância quantitativa da espécie *Synechocystis aquatilis* durante todo o período do estudo, beneficiada pelo menor tamanho apresentado, o que favorece uma menor absorção de nutrientes para a demanda metabólica (FIGUEIREDO, 2008), levando a altas taxas de crescimento desses indivíduos.

O tamanho das algas tem grande variação durante as diferentes fases do ciclo de vida (BELLINGER & SIGEE 2010), variando também de uma espécie a outra. Dessa forma, uma única espécie pode apresentar valor de biovolume equivalente a vários indivíduos de uma mesma espécie, espécies filamentosas ou coloniais podem ter seus valores subestimados quanto a densidade e valor de biovolume pois o tamanho das algas varia consideravelmente de uma espécie para outra e em uma mesma espécie (FONSECA, 2014).

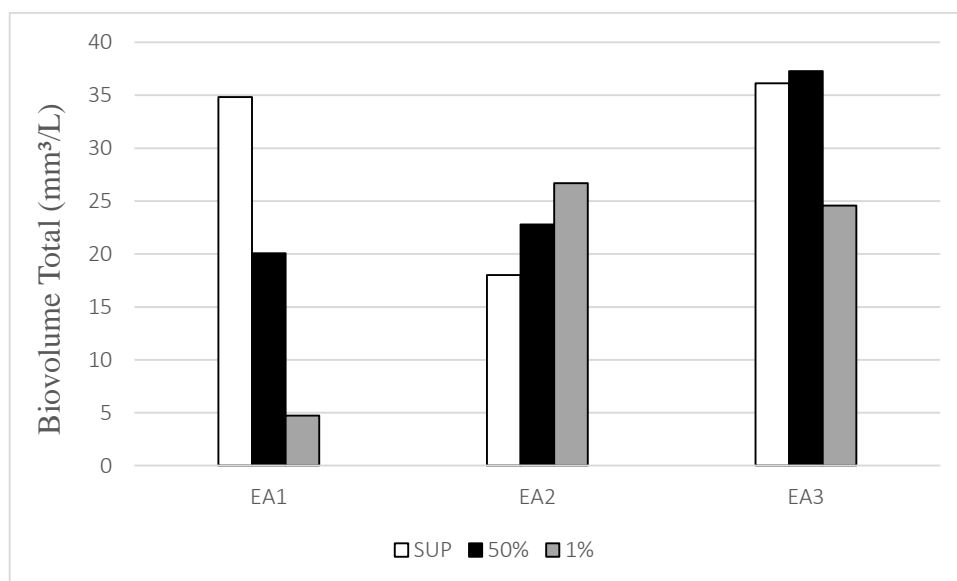


Figura 4: Variação vertical do biovolume total entre as estações amostrais, nas três diferentes profundidades (Sup = superfície, 50% de luz e 1% de luz).

Em relação ao biovolume na estação amostral EA1, podemos observar maior valor na superfície, seguido de menores valores na profundidade de 50% de luz e 1% de luz. Em relação as estações amostrais EA2 e EA3 não houve diferença significativa.

O valor de biovolume apresentado foi elevado apesar da dominância de *Synechocystis aquatilis* que possui pequeno volume celular, porém em todas as estações amostrais ocorreu o gênero *Microcystis* com espécies coloniais com elevado número de células, elevando o valor do biovolume no presente estudo. As diferenças de tamanho estão diretamente relacionadas à forma como as populações exploram os recursos ambientais disponíveis (Reynolds 1984).

As estações amostrais com maior impacto antrópico, devido ao incremento de ração de peixes (EA2) e ao efluente doméstico via córrego Laranjeiras (EA3), apresentaram ocorrência do gênero *Microcystis*, tanto na superfície como nas profundidades de 50% e 1 % de luz. A vantagem de deslocamento vertical desse gênero ocorre principalmente devido ao seu elevado tamanho, colônias maiores podem subir à superfície mais rapidamente através da estratégia de flutuabilidade (SITOKI, 2012) beneficiando-se em relação a presença de luz e concentração dos nutrientes. As diferentes profundidades apresentaram valores pouco variáveis em relação aos nutrientes, justificando essa ocorrência do gênero *Microcystis* por toda a coluna d'água nas estações amostrais mais impactadas.

A análise multivariada de componentes principais (ACP) avaliou as principais tendências verificadas entre as estações e as profundidades, e as variáveis abióticas analisadas ao longo do período amostrado. A análise apresentou 58,7% de variabilidade total de seus dados em relação aos eixos 1 e 2 (Tabela 3). No total, seis variáveis apresentaram ordenação positiva em relação ao eixo 1: Temperatura da água, turbidez, pH, nitrogênio amoniacal, fósforo total e ortofosfato, mostrando similaridade entre as estações EA2 e EA3, em relação a superfície e 50% de luz (Figura 9).

Tabela 3: Resumo estatístico e coeficientes de correlação entre as estações amostrais, variáveis abióticas e variáveis bióticas sobre os dois primeiros eixos da CCA.

Resultados	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	2.776	1.923
% explicada	34.704	24.034
Broken - Stick	2.718	1.718
Variáveis	Autovalores	
Temperatura da água (T.água)	0.5485	-0.001
Turbidez	0.3299	-0.564
Oxigênio Dissolvido (OD)	-0.3462	-0.4179
pH	0.1119	0.3326
Nitrogênio amoniacal (N - amonia.)	0.2156	-0.5922
Fósforo total (P - total)	0.4231	0.1592
Ortofosfato (Orto - P)	0.3675	0.1348
Silicato	-0.3121	-0.0494

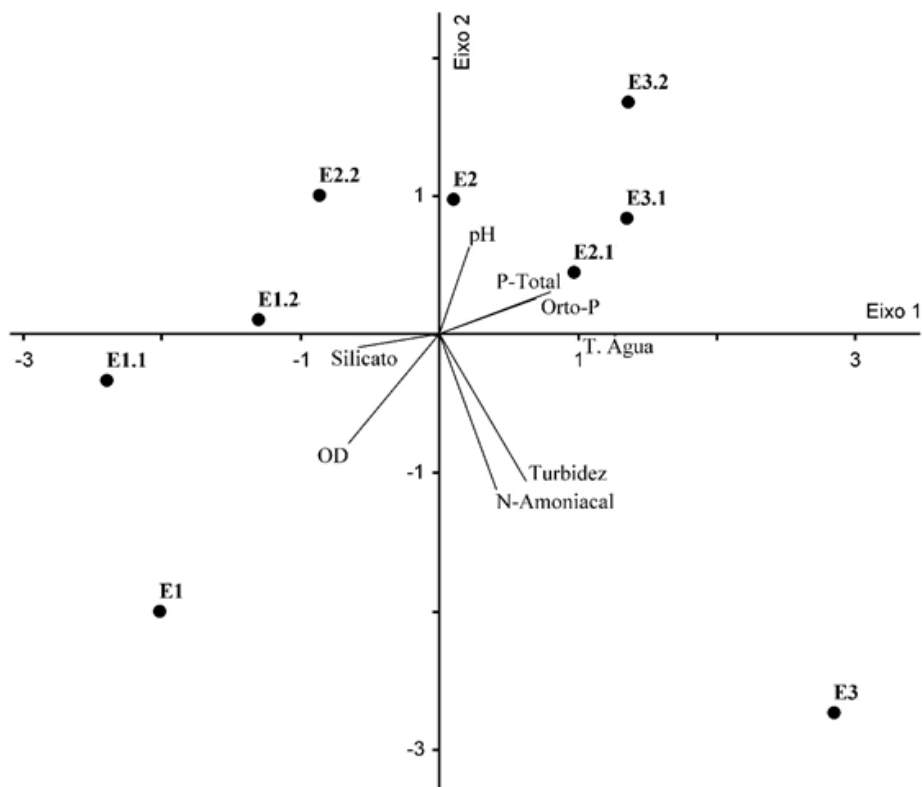


Figura 5: Análise multivariada de componentes principais (PCA) com as variáveis abióticas e ordenação das estações amostrais.

De forma geral, a análise de componentes principais evidenciou que os dados ambientais demonstram uma ligeira tendência de variação espacial longitudinal, entretanto, não se verificou diferenciação vertical uma vez que os compartimentos amostrados em diferentes profundidades se apresentaram relativamente agrupados. O fato de ser uma lagoa costeira, ambiente raso e tropical permite que não ocorra variação térmica na coluna d'água o que favorece uma similaridade entre as diferentes profundidades.

As estações EA2 e EA3 apresentaram correlação com os principais nutrientes analisados, estações em que foram encontradas as maiores densidades de cianobactérias, possivelmente por essas estações serem as que estão mais afetadas em relação ao impacto antrópico, EA2 é a estação da piscicultura e EA3 está próxima a desembocadura do córrego Laranjeiras, carreando efluente doméstico para a lagoa. O lançamento de esgoto *in natura*, fertilizantes e ração lançada aos peixes, dentre outros contribuem com a poluição do ambiente (COQUEMALA, 2005).

Não foi observada grandes diferenças em relação a densidade e luminosidade entre com as três profundidades analisadas, segundo Nõges et al. (2011), em ambientes rasos, o calor pode ser transferido pela coluna d'água, o que permite uma uniformidade térmica, favorecendo o crescimento da comunidade de cianobactéria sem grandes variações em decorrência da profundidade, outros estudos corroboram a uniformidade térmica em lagoas costeiras (SOARES et al., 2009; LEITE & FONSECA, 2002, PETRUCIO, 1998). As estruturas de flutuabilidade, como os aerótopos, levam vantagem para cianobactérias, aumentando essa dispersão na coluna d'água (SILVEIRA, 2013), diminuindo a diferença entre as profundidades. A incidência luminosa pode afetar os processos de mistura na massa d'água, principalmente em sistemas rasos como a lagoa Juara, promovendo a ressuspensão do sedimento, contribuindo para uma uniformidade entre os três pontos verticais.

Conclusão

A homogeneidade vertical encontrada na lagoa Juara esteve relacionada à baixa profundidade e a uniformidade térmica característica de ambientes tropicais, o que permitiu uma variação da comunidade de cianobactérias relacionada mais a fatores químicos, como a presença de nutrientes do que com a luminosidade.

Agradecimentos

À associação de pescadores da Lagoa Juara, pelo apoio logístico, ao Laboratório de Ciências Ambientais, na Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF), pela ajuda nas análises de nutriente e a FAPES pela bolsa concedida.

Referências

ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3-Oscillatoriales. **Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement**. Volumes, p. 327-472. 1988.

APHA – American Publication Health Association, Standars methods for theexamination of water and wastewater. Greenberg, A. E., L.S. Clesceri, A.D. Eaton, (Eds.). 18.ed. USA: Washington D. C. 1992.

ARAÚJO, M. K. C. Produção e liberação de microcistinas em ritmo circadiano em *microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing. 2012.

BECKER V, HUSZAR V.L.M., CROSSETTI L.O. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. **Hydrobiologia**, 628: 137–151. 2009.

BELLINGER, E.G. & SIGEE, D.C. Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators. John Wiley & Sons, Chichester. 2010.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. São Carlos: Rima. 508p. 2006.

BORGES, P.A.F., TRAIN, S. & RODRIGUES, L.C. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservatoirs. **Hydrobiologia**. 607: 63-74. 2008.

BOUVY M., NGANSOUMANA B.A., SAMBA K.A., SANE S., PAGANO M., ARFI R. Phytoplankton community structure and species assemblage sucession in a shallow tropical lake (Lake Guiers, Senegal). **Aquatic Microbial Ecology**, 45: 147-161. 2006

BRANCO, C. W. C.; SENNA, P. A. C. Phytoplankton composition, community structure and seasonal changes in a tropical reservoir (Paranoá Reservoir, Brazil). **Algological Studies**, v. 114, n. 81, p. 69-84, 1996.

CARMICHAEL, W. W. Cyanobacterial secondary metabolites - the cyanotoxins. **Journal of Applied Bacteriology** 72: 445-459. 1992.

CARMICHAEL, W. W.; FALCONER,. I. In Algal Toxins in Seafood and Drinking Water; Falconer, I. R., Ed.; **Academic Press**, London, pp 187-210. 1993.

CARMOUZE, J. P. Análises químicas dos nutrientes: nitrato, nitrito, amônio, ortofosfato e ortosilicato. In: O metabolismo dos ecossistemas aquáticos. São Paulo:FAPESP, p. 157 – 182, 1994.

- CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; DOS SANTOS, A. C. A. Cianobactérias e Cianotoxinas em Águas Continentais. São Carlos: **Rima**, 2006. 118 p.
- CARACO, N. & MILLER, R. Direct and indirect effects of CO₂ on competition between a cyanobacteria and eukaryotic phytoplankton. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, 55: 54-62. 1998.
- CARDOSO, L.; MOTTA-MARQUES, D. Hydrodynamics-driven plankton community in a shallow lake. **Aquatic ecology**, v. 43, n. 1, p. 73-84. 2009.
- COQUEMALA, V. Variação Anual do Fitoplâncton no Reservatório de Passaúna, Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 92 p. 2005.
- DA ANUNCIAÇÃO GOMES, ANDREIA, M. et al. Florações de cianobactérias tóxicas em uma lagoa costeira hipereutrófica do Rio de Janeiro/RJ (Brasil) e suas consequências para saúde humana. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 329-345, 2009.
- DELLANO-OLIVEIRA, M. J.; SENNA, P. A. C.; TANIGUCHI, G. M. Limnological Characteristics and seasonal Changes in Density and Diversity of Phytoplankton Community at the Caçó Pond, Maranhão State, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 46, n. 4, p. 641-651, 2003.
- DIEHL, S. Paradoxes of Enrichment: Effects of Increased light versus nutrient supply on pelagic producer-grazer systems. **The American Naturalist** 169(6): 173-191. 2007.
- FARQUAHR, J.; H.M. BAO & M. THIEMENS, M. Atmospheric influence of Earth's earliest sulfur cycle. **Science**, 289: 756-758. 2000.
- FONSECA, B. M. et al. Biovolume de cianobactérias e algas de reservatórios Tropicais do Brasil com Diferentes Estados tróficos. **Hoehnea**, São Paulo, v. 41, n. 1, 2014.
- FIGUEIREDO, C. C. Variações da comunidade fitoplanctônica em uma área de captação de água do rio Jucu (Vila Velha – ES) e ocorrência de cianobactérias. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2008
- FERNANDES, L. F. et al. Comunidades fitoplanctônicas em ambientes lênticos. ANDREOLI, CV; CARNEIRO, C. Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados. Curitiba: Finep, p. 303-366, 2005.

- HAVENS, K. E., PHILIPS, E.J., CICHRA, M. F. & LI B. L., Light availability as a possible regulator of cyanobacteria specie composition in a shallow subtropical lake. **Freshwater Biology**. 39: 547-556. 1998.
- HERRERO, E. F. A. Compartmentalized function through cell differentiation in filamentous cyanobacteria. **Nature Reviews Microbiology** v. 8, p. 39-49, 2010.
- HILLEBRAND,H.; DURSELEN, C.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGER, U. e ZOHARAY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **J. Phycol.**, v.35, p.403-424, 1999.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. Cyanoprokaryota, 2: Teil: Oscillatoriales. In: Büdel, B.; Krienitz, L.; Gardner, G. & Schagerl, M. (eds.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**. Elsevier, München.1-759. 2005.
- KÖPPEN, W. Klassifikation der klimate nach temperatura, niederschlag und jahreslauf. Petermanns **Geographische Mitteilungen**, Gotha, v. 64, p. 193-203, 1918.
- KÖPPEN, W.; GEIGER, R. Handbuch der Klimatologie, Berlin: **G. Borntraeger**, 6v. 1939.
- LEITE E.P.N., FONSECA O.J.M. Variação espacial e temporal de parâmetros ambientais da lagoa Caconde, Osório, RS. **Acta Limnologica Brasiliensia** 14: 39-50. 2002.
- LUND J.W.G., KIPLING, C.R., LENCREN, E.D. The inverted microscope method of estimating algal number and statistical basis of estimating by counting. **Hydrobiologia**. 11:143- 170. 1958.
- MIRANDA, F.S., PINTO-COELHO, R.M., GONZAGA, A.V. Redução da riqueza de organismos do zooplankton (com ênfase em Copepoda e Cladocera) nas lagoas do médio Rio Doce/MG. **Revista Brasileira de Zoociencias**, v.15, 3: 69-90. 2013.
- MORALES, F.I.; KELLNER, E. e CORDEIRO, J.S. Avaliação da qualidade do efluente de lagoa de estabilização em relação à resolução conama 430/2011: estudo de caso da ete santa eudóxia - São Carlos (SP). **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 2, n. 8, p. 39-54, 2014.

MOURA, A. N. et al. Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 2, p. 451-459, 2011.

NASELLI-FLORES, L. Phytoplankton assemblages in twenty one Sicilian reservoirs: relationships between species composition and environmental factors. **Hydrobiologia**, 424: 1-11. 2000.

NOGUEIRA, I. S.; NABOUT, J. C.; OLIVEIRA, J. E.; SILVA, K. D. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. **Hoehnea**, v. 35, n. 2, p. 219-233, 2008.

NÖGES P, NÖGES T, GHIANI M, PARACCHINI B, GRANDE JP, SENA F. Morphometry and trophic state modify the thermal response of lakes to meteorological forcing. **Hydrobiologia**, 667: 241-254. 2011.

PADISÁK, J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya et Subba Raju, an expanding, highly adaptative cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiologie*, 107: 563-593. 1997.

PAERL HW. Growth and reproductive strategies of freshwater bluegreen algae (Cyanobacteria). In: Sandgreen CD (Ed.). Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, p: 261–315. Paerl HW, Huisman J. 2008. Blooms like it hot. **Science**, 320: 57–58. 1988.

PETRUCIO MM. Caracterização das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus a partir da temperatura, salinidade, condutividade, alcalinidade, O₂ dissolvido, pH, transparência e material em suspensão. In: Esteves FA (Ed.). Ecologia de lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Rio de Janeiro: UFRJ, 91-105. 1998.

PMS - Prefeitura Municipal da Serra (2010). Recursos Naturais: Bacias Hidrográficas. Disponível em: <<http://app.serra.es.gov.br/semma/>>. Acesso em: 15 de dezembro de 2014.

POTTS, M.; WHITTON, B. A. (Ed.). The ecology of Cyanobacteria: their diversity in time and space. **Kluwer Academic**, 2000.

- REYNOLDS, C.S. The Ecology of Freshwater Phytoplankton. **Cambridge University Press**, Cambridge. 1984.
- SANT'ANNA, C. L.; SORMUS, L.; TUCCI, A.; AZEVEDO, M. T. P. Variação Sazonal do fitoplâncton do lago das Garças, São Paulo, SP. **Hoehnea**, v. 24, n. 1, p. 67-86, 1997.
- SANT'ANNA, C. L. et al. Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras. São Paulo **Instituto de Botânica**. 2012.
- SHARMA, N. K.; RAI, A. K. .; STAL, L. J. Cianobactérias: uma perspectiva econômica. 2013.
- SITOKI, L.; KURMAYER, R.; ROTT, E. Spatial variation of phytoplankton composition, biovolume, and resulting microcystin concentrations in the Nyanza Gulf (Lake Victoria, Kenya). **Hydrobiologia**, v. 691, n. 1, p. 109-122, 2012.
- SOARES, M.C.S., VIDAL, L., ROLAND, F., HUSZAR, V.L.M. Cyanobacterial equilibrium phases in a small tropical impoundment. **Journal Plankton Research**, 31(11): 1331-1338. 2009.
- SOARES, M.C.S, LÜRLING M., HUSZAR V. Growth and temperaturerelated phenotypic plasticity in the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Phycological Research**, 61: 61-67. 2013.
- STEWART, W. D. P. Some Aspects of Structure and Function in N Fixing Cyanobacteria. **Annual Review of Microbiology**, v. 34, n. 1, p. 497-536, 1980.
- STRICKLAND, J.D.H., PARSONS, T.R. A manual of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Can., 125: 1-18. 1960.
- SUN, J., LIU, D. Geometric models for calculating cell biocolume and surface area for phytoplankton. **Journal oh Plankton Research**, v. 25, n.2, p.1331-1346, 2003.
- UTERMÖHL, H. *Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton – methodik*. Mitt. Int. Verein. **Theor. Angew. Limnol.**, v.9, p. 1–38. 1958.
- VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. **Marc. Chem.**, 10: 1109-122. 1981.

VALENTIN, J.L. Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos. Rio de Janeiro, **Interciência**. 2000.

VASCONCELOS, J. F. et al. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 39, n. 2, p. 1-20, 2011.

VAN DEN HOECK, C.; MANN, D. G.; JAHNS, H. M. Algae an introduction to phycology. Cambridge: **Cambridge University Press**, 1997.

WANG, Y.; ZHAO, M.; PAN, X. e DAÍ, C. Dynamic Analysis of a Phytoplankton-Fish Model with Biological and Artificial Control. **Hindawi Publishing Corporation**. v. 2, n. 1, 2014.

WALSBY, A. E. “The Pressure Relationships of Gas Vacuoles”, Proc. **Roy. Soc. Lond. B**, v. 178, pp. 301-326. 1971.

WALSBY, A. E. “Structure and Function of Gas Vacuoles”, Bacteriological **Reviews**, v. 36, n. 1, pp. 1-32. 1972.

WALSBY, A. E. “Lower limit of the gas permeability coefficient of gas vesicles”, Proc. **Roy. Soc. Lond. B**, v. 223, pp. 177-196. 1984.

WALSBY, A. E., HAYES, P. K. “Gas vesicle proteins”, Biochem. J., v. 264, pp. 313-322. 1989.

WALSBY, A. E. “Gas Vesicles”, **Microbiological Reviews**, v. 58, n.1, pp. 94-144. 1994.

WEBER, C. I. Plankton. In: National Environmental Research Center Office of Research and Development U. S. Environmental Protection Agency Cincinnati (Ed.) Biological field and laboratory methods for measuring the quality surface water and effluents. U. S. A. 1: 1-17. 1973.

CAPÍTULO 2:

Variação espaço - temporal de cianobactérias da lagoa costeira Juara, Serra – Espírito Santo

FERNANDA BRÊDA ALVES ^{1*} & VALÉRIA DE OLIVEIRA FERNANDES¹

¹ Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Algas Continentais. Universidade Federal do Espírito Santo – Departamento de Botânica / CCHN – PPGBV – Av. Fernando Ferrari n° 514, Campus Goiabeiras, Vitória (ES), CEP: 29075-015.

*Autor para correspondência: f.bredaalves@hotmail.com

A ser encaminhado para Acta Botanica Brasilica.

Normas disponíveis em:

<http://www.scielo.br/img/fbpe/abb/pinstruc.htm>

RESUMO

As cianobactérias distribuem-se nos ecossistemas aquáticos influenciadas pela dinâmica sazonal do meio, permitindo mudanças em sua estrutura e ecologia. O trabalho teve como objetivo avaliar a variação espacial e temporal de cianobactérias bem como as variáveis limnológicas em diferentes estações amostrais da Lagoa Juara, Serra/ES, submetida a impactos antrópicos, tendo a piscicultura intensiva como atividade econômica. As amostras foram coletadas na subsuperfície em dois períodos: setembro/20013 e março/2014. Amostras de água da subsuperfície foram coletadas com garrafa de Van Dorn do tipo horizontal para determinação de: composição, densidade total e dominância, bem como as variáveis ambientais e limnológicas: velocidade do vento, pH, turbidez, transparência, temperatura da água e concentração dos principais nutrientes. A variação temporal foi observada em relação ao biovolume, apresentando maiores valores na estação chuvosa. A variação espacial foi evidenciada pela densidade que se mostrou elevada principalmente nas estações amostrais com impacto antrópico, justificando a influência da atividade de piscicultura intensiva e da descarga de efluentes domésticos via córrego Laranjeiras.

Introdução

As lagoas costeiras são corpos d'água geralmente doce interligadas ao mar por um canal, são ambientes rasos, possibilitando muitas vezes que a zona eufótica alcance o sedimento. Esses corpos d'água estendem-se por toda a região próxima ao mar, como acontece na costa brasileira, com destaque para os estados do Espírito Santo e Rio Grande do Sul (Esteves, 2011).

As lagoas são ambientes frequentemente impactos pela ação antrópica devido a sua proximidade costeira, estando geralmente localizadas em meio a área urbana, contribuindo de forma paisagística e turística (Dávid et al., 2012). Esses corpos d'água apresentam grande importância econômica tendo a atividade pesqueira como um dos seus principais usos, gerando muitas vezes um processo de eutrofização artificial devido ao incremento de ração no ambiente dada aos peixes (Mercante et al., 2006). Outra forma de eutrofização pode ser causada também pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais *in natura* nos corpos d'água (Esteves, 2011).

Apesar dos impactos aos quais vem sendo submetidos, esses ecossistemas apresentam elevada importância ecológica devido à alta produtividade primária da comunidade fitoplanctônica (Kennish e Paerl, 2010) a qual varia com as mudanças na concentração de nutrientes, temperatura, pH, transparência e precipitação, (Silva, 2012). As alterações relacionadas principalmente a concentração de nutrientes e disponibilidade de luz, influenciam diretamente na comunidade fitoplanctônica (Nogueira & Matsumura-Tundisi 1996, Esteves 2011) podendo reduzir a diversidade de espécies e selecionar grupos de algas oportunistas, como as cianobactérias.

O desenvolvimento rápido de cianobactérias, que se reflete em elevada densidade nos ambientes lacustres promove as florações (“*blooms*”) (Carmichael & Falconer, 1993), sendo a elevação da temperatura, períodos de seca prolongados e elevadas concentrações de nutrientes os principais fatores desencadeadores da floração (Jardim, 2014). O *bloom* leva a um impacto negativo na qualidade da água em relação a pesca e recreação devido a possível liberação de toxinas no meio (Carmichael, 1992; Carmichael & Falconer, 1993).

As lagoas de ambientes tropicais costeiros apresentam menor variação da incidência luminosa e temperatura, devido sua posição geográfica (Melack, 1979; Esteves et al.,

1984), proporcionando maiores taxas de produção (Lewis, 1996; Esteves, 2011). Com a ausência de sazonalidade marcada, a pluviosidade assume relevante papel na dinâmica dos ecossistemas aquáticos continentais. Essas condições aliadas a disponibilidade de nutrientes em função do aporte vindo dos ambientes terrestres (via córrego) e através da atividade de piscicultura intensiva (incremento de ração aos peixes), possibilita rápida síntese de matéria orgânica (Lewis, 1996; Kjerfve, 1994).

Dessa forma, a identificação e quantificação de cianobactérias são de grande importância para aferir as condições ecológicas do ecossistema aquático, alertar para possíveis ocorrências de florações tóxicas, visto que a lagoa Juara tem a piscicultura intensiva como principal atividade econômica.

Esse trabalho teve como objetivo avaliar a variação espacial e temporal da comunidade de cianobactérias e sua relação com as variáveis ambientais em três pontos da lagoa Juara, Serra – ES.

Materiais e métodos

Área de estudo

A lagoa Juara (Figura 1) está localizada no município da Serra, ES, na região metropolitana de Vitória. Possui área superficial de 2,9 km², tendo como principal afluente o córrego Laranjeiras, impactado com efluentes domésticos *in natura* proveniente dos bairros da região adjacente à lagoa.

A região apresenta clima tropical úmido (Köppen & Geiger, 1939), temperatura média anual de 24°C, e regime pluviométrico variando de 900 a 1200 mm anual (PMS, 2010). O período chuvoso compreende novembro a março, sendo este o mais chuvoso e o seco compreende os meses de junho a agosto, sendo setembro o mês mais seco, segundo o INMET (Instituto Nacional de Meteorologia).

A lagoa Juara possui múltiplos usos, sendo o principal a piscicultura intensiva, atividade econômica de subsistência local, em funcionamento desde o ano de 2000. Existem na lagoa cerca de 150 tanques-redes, dispostos em quatro fileiras para o cultivo de tilápias (*Oreochromis* sp.), alimentadas com ração duas vezes ao dia.

De maneira atípica o mês de dezembro de 2013 foi extremamente chuvoso no Estado do Espírito Santo. As fortes e persistentes chuvas provocaram grandes modificações nos ecossistemas aquáticos e, segundo o Incaper (Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural), os índices pluviométricos do mês foram os maiores dos últimos noventa anos. Em decorrência das chuvas a lagoa teve seu volume aumentado causando enchente na região (Figura 2). Em decorrência das alterações ocorridas no ambiente aquático houve uma grande mortandade dos peixes cultivados nos tanques-rede, com perda de cerca de 25 toneladas, restando apenas 20% de toda criação, o que representou grande prejuízo econômico.

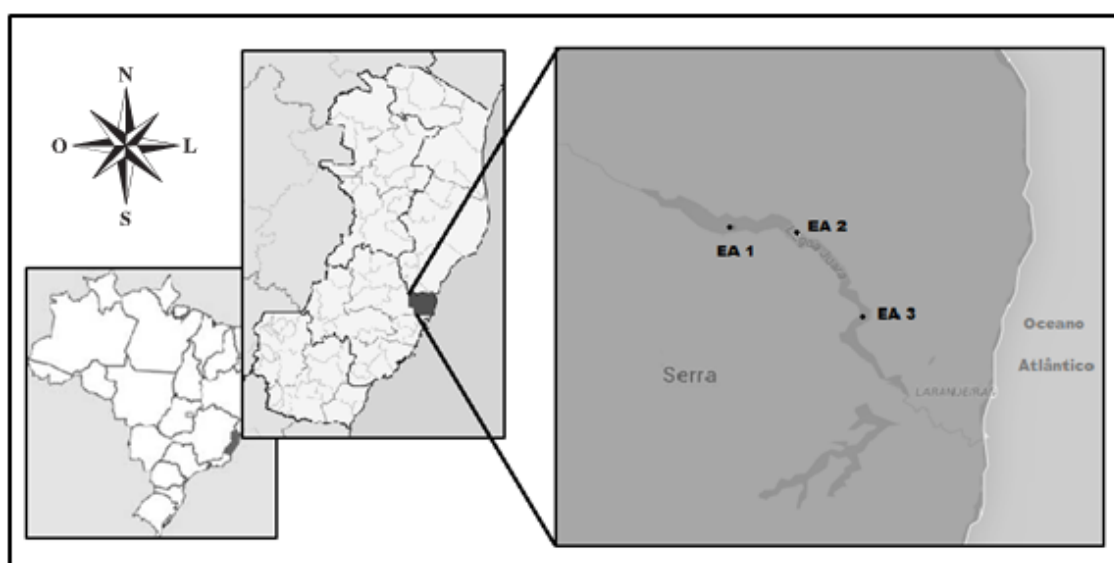


Figura 1: Localização da Lagoa Juara, e estações amostrais.

Coletas e análises

As coletas foram realizadas nos meses de setembro/2013 e março/2014, abrangendo as épocas seca e chuvosa na região. Três estações amostrais foram determinadas na lagoa: Estação 1 (EA1): localizada na região distal ao mar, a cerca de 2 Km a montante do sistema de piscicultura intensiva com menos interferência antrópica; Estação 2 (EA2): na região de piscicultura intensiva, entre os tanque-rede e Estação 3 (EA3): região próxima a desembocadura do córrego Laranjeiras, veiculador de efluentes domésticos *in natura* dos arredores da Associação de Pescadores. Todas as estações amostrais foram georefenciadas com utilização de GPS (Tabela 1).

Tabela 1: Coordenadas geográficas das estações amostrais

Estações	Latitude (S)	Longitude (W)
EA 1	20° 06' 378''	40° 15' 117''
EA 2	20° 05' 901''	40° 14' 366''
EA 3	20° 06' 417''	40° 13' 953''

Em cada estação amostral foram determinadas, em campo: condutividade elétrica, pH, profundidade, temperatura do ar, temperatura da água, transparência e limite da zona eufótica. Amostras de água da subsuperfície foram coletadas com garrafa de Van Dorn do tipo horizontal para posterior determinação em laboratório do pH (potenciômetro digital portátil Quimis), turbidez (turbidímetro digital ALFAKIT Plus), sólidos totais em suspensão (APHA, 1992) e nutrientes: fósforo total (Valderrama, 1981), ortofosfato (Strickland & Parsons, 1960) e nitrogênio amoniacal (Carmouze, 1994). As amostras para quantificação de nitrato (Mackereth *et. al* ,1978) e nitrogênio total (Carmouze, 1994) foram enviadas ao Laboratório de Ciências Ambientais, na Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF).

As amostras qualitativas de cianobactérias foram obtidas utilizando uma rede de plâncton, 20 µm por meio de arrastos horizontais na sub-superfície da água acondicionadas em frascos de vidros, devidamente etiquetadas e fixadas com solução formalina 8% (Bicudo & Menezes, 2005).

As amostras quantitativas de cianobactérias foram coletadas na sub-superfície com garrafa de Van Dorn horizontal e fixadas com solução de lugol acético 5%. As amostras foram transportadas ao Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Algas Continentais (LATEAC) da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).

Tanto das amostras qualitativas quanto quantitativas do fitoplâncton foram analisadas as populações de cianobactérias. Para a análise qualitativa de cianobactérias foram examinadas alíquotas da amostra ao microscópio óptico Olympus CX41 no qual vários indivíduos de cada espécie foram fotografados, medidos e identificados de acordo com bibliografia específica (Anagnostidis & Komárek, 1988; Komárek & Anagnostidis, 2005; Bicudo, 2006; Sant'Anna, 2012).

Para análise quantitativa foi utilizado o método de sedimentação em câmaras (Utermohl, 1958). A contagem foi feita de acordo com Lund *et. al.* (1958), com um mínimo de 100

ou 800 indivíduos da espécie predominante; esse valor foi estipulado de forma independente para cada amostra, com contagem de 100 indivíduos para amostras com menor densidade de cianobactérias e 800 indivíduos para amostras que apresentaram elevado número, mesmo com diluições. O resultado foi expresso em ind./mL (Weber, 1973).

Segundo Hillebrand *et. al.* (1999) e Sun & Liu (2003) o biovolume foi calculado baseado nas formas geométricas aproximadas à forma da célula, definidas por e de acordo com a metodologia sugerida por Fonseca *et. al.* (2014)

O teste não paramétrico Kruskal-Wallis foi realizado através do programa BioEstat, para avaliar as diferenças significativas entre as estações amostrais com relação às variáveis bióticas e abióticas. Os dados abióticos, que apresentaram explicabilidade de variância, foram analisados através da análise de componentes principais (ACP), ordenando-os com as estações amostrais. As relações entre as variáveis bióticas e as abióticas nas estações amostrais foram verificadas por meio da análise de correspondência canônica (ACC), com significância pelo teste de Monte Carlo ($p < 0,05$), com 999 aleatorizações, através do programa PCORD versão 6.1.

Os parâmetros físico-químicos da água analisados foram: pH, turbidez, fósforo total (Valderrama, 1981), ortofosfato (Strickland & Parsons, 1960), nitrogênio total (Carmouze, 1994), nitrogênio amoniacal (Carmouze, 1994), nitrato (Mackereth *et. al.*, 1978).

Resultados e discussão

Em relação às variáveis limnológicas avaliadas (Tabela 2), a turbidez se manteve elevada na estação amostral EA3, tanto no período de seca, como no chuvoso, devido a sua localização (proximidade com a desembocadura do córrego Laranjeiras, impactado principalmente com efluentes domésticos).

Os particulados suspensos, juntamente com detritos orgânicos elevam os valores de turbidez, e altos valores de turbidez podem indicar impacto ao ambiente (Miranda *et. al.*, 2013).

Alta turbidez consequentemente leva a uma baixa transparência, fato observado na estação amostral 3 (EA3) em ambos os períodos (Tabela 2). A baixa transparência acompanha a alta densidade de cianobactérias nessa estação amostral (Figura 4), estação com o maior impacto antrópico na lagoa, com incremento de nutrientes através de efluente doméstico via córrego Laranjeiras. Segundo Domingos (2001) a elevada densidade está relacionada com a alta disponibilidade de nutrientes no ambiente, reduzindo a transparência.

A temperatura da água se manteve elevada independente da variação temporal, com média de 30°C durante todo o período estudado, com máxima de 31.4°C no período chuvoso e mínima de 27.5°C no período seco. Em ambientes aquáticos tropicais a temperatura da água dificilmente apresenta fator de modificação temporal da comunidade fitoplanctônica devido à pouca variação. Outros fatores atuam de forma mais eficiente (Gunkel et al. 2003).

O pH se manteve de levemente alcalino a alcalino em todo o estudo. Ambientes aquáticos podem permanecer alcalinos independente da variação temporal devido ao intenso processo de fotossíntese de organismos autotróficos, como as algas, decorrente da assimilação de CO₂ (Hellawell, 1989, Matsuzaki et al. 2004). Valores semelhantes também foram observados em pesqueiros da região de São Paulo (Matsuzaki, 2014).

Em relação aos compostos nitrogenados, a lagoa apresentou as maiores concentrações de nitrato e nitrogênio total nas estações EA2 e EA3, sendo os maiores valores registrados no período de seca para o nitrogênio total. O desenvolvimento da piscicultura intensiva em tanques-redes por um longo período pode provocar alterações na qualidade da água, devido ao incremento de nutrientes e da matéria orgânica. Estudos em pesqueiros (Beveridge, 2004) comprovam que a matéria orgânica presente na ração dada aos peixes tem uma taxa de desperdício de cerca de 30%, tornando-se disponível na coluna d'água.

O fósforo total apresentou valores elevados nas estações EA2 e EA3. Estudos em lagoas com atividade pesqueira (Mercante et al. 2006; Rossini, 2013) comprovam que a ação antrópica e a piscicultura promovem aporte de fósforo devido principalmente à criação de tilápias (Figueiredo et al, 2007, Tavares, 2003, De Azevedo 2012), devido a introdução de ração e os excretas de peixes.

O *input* de fósforo no meio aquático devido a piscicultura intensiva ocorre principalmente através da ração fornecida aos peixes e consequentemente da excreção desses animais (Odum & Barrett, 2007). Dessa forma, o fósforo pode causar elevado crescimento de algas e consequentemente diminuição de oxigênio dissolvido, devido à elevação da demanda bioquímica de oxigênio (Bueno, 2010). O mesmo foi observado na lagoa Juara, em que os menores valores de oxigênio dissolvido estiveram presentes nas estações com maiores concentrações de fósforo total. A estação chuvosa apresentou níveis baixos de oxigênio dissolvido nas três estações, esses valores podem ser explicados devido às fortes chuvas que atingiram a região.

A lagoa Juara teve um grande aumento do seu volume, causando enchente ao seu redor, e provavelmente uma grande carga de material particulado foi carreado para o meio aquático. Segundo Naime e Fagundes (2005) a presença de material particulado compromete o equilíbrio dos gases na coluna d'água, consequentemente o oxigênio dissolvido (Tabela 2).

Tabela 2: Variação longitudinal das variáveis limnológicas nas seis estações amostrais. O.D.= oxigênio dissolvido, P- total = fósforo total, N-amoniacoal = nitrogênio amoniacoal, S = seca e C = chuva.

Variáveis	EA 1S	EA 2S	EA 3S	EA 1C	EA 2C	EA 3C
Velocidade do vento (m/s)	0.5	2.7	2.7	1.0	3	1.7
O.D.	13.8	6.7	6.4	4.6	4.2	4.4
Turbidez (NTU)	8.1	6.9	17.5	5.78	5.8	8.4
Transparência (m)	0.8	0.6	0.6	0.8	0.6	0.4
Temperatura (°C)	27.5	27.6	28.6	30.8	31.4	30.2
pH	7.9	8.3	7.5	7.4	8	7.6
Ortofosfato (µg/L)	39.1	145.4	70	5.5	5.7	11.7
P – total (µg/L)	43.7	60.2	88.8	42.3	50.3	101.6
Nitrato (µg/L)	480	966	1067	293.1	682.6	193.7
N – amoniacoal (µg/L)	5.4	4.0	18.0	11.5	9.6	35.9

A lagoa Juara, está inserida em um meio urbano e recebe efluentes domésticos por meio do córrego Laranjeiras (EA3) seu principal afluente, além da atividade de pesca intensiva (EA2). Estas ações contribuem para o impacto na qualidade do meio e influenciam na densidade de cianobactérias.

A lagoa não apresentou diferença significativa na densidade de cianobactérias entre o período de seca e chuva nas estações amostrais EA1 e EA2, porém a estação EA3

mostrou-se significativamente diferente em relação ao período de seca e chuva, com maior densidade na estação seca. Em relação as três estações amostrais os maiores valores de densidade foram encontrados nas estações amostrais EA2 e EA3.

A alta disponibilidade de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, provenientes tanto de efluentes quanto da piscicultura é a principal causa de ocorrência de floração de cianobactérias (Molica, 2009). Esse aumento na densidade é favorecido pela presença de nutrientes pois estes nutrientes são componentes celulares, de proteínas, ácidos nucleicos e membranas fosfolipídicas, (Tundisi, 2003) características que possibilitam o rápido desenvolvimento.

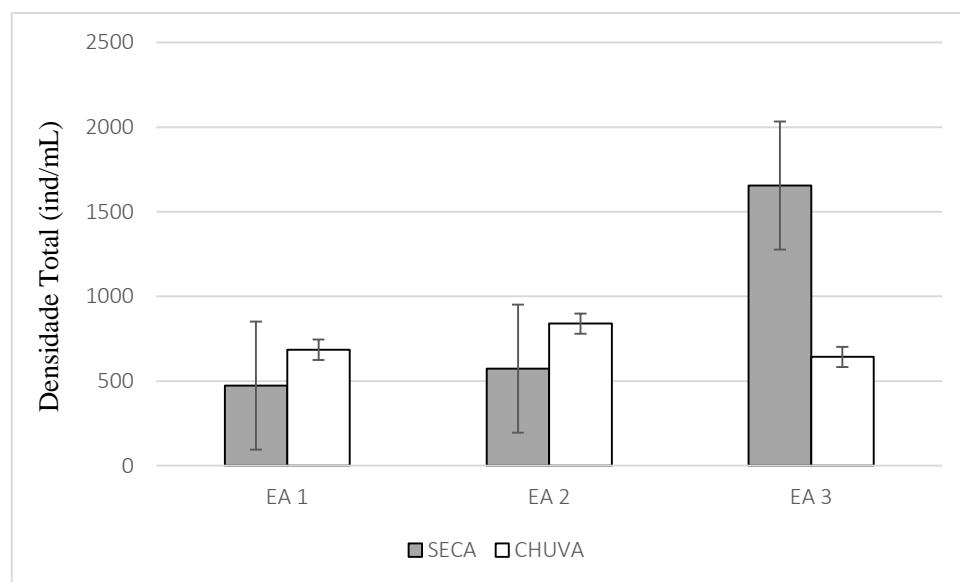


Figura 2: Variação longitudinal dos valores médios de densidade total de cianobactérias das estações amostrais.

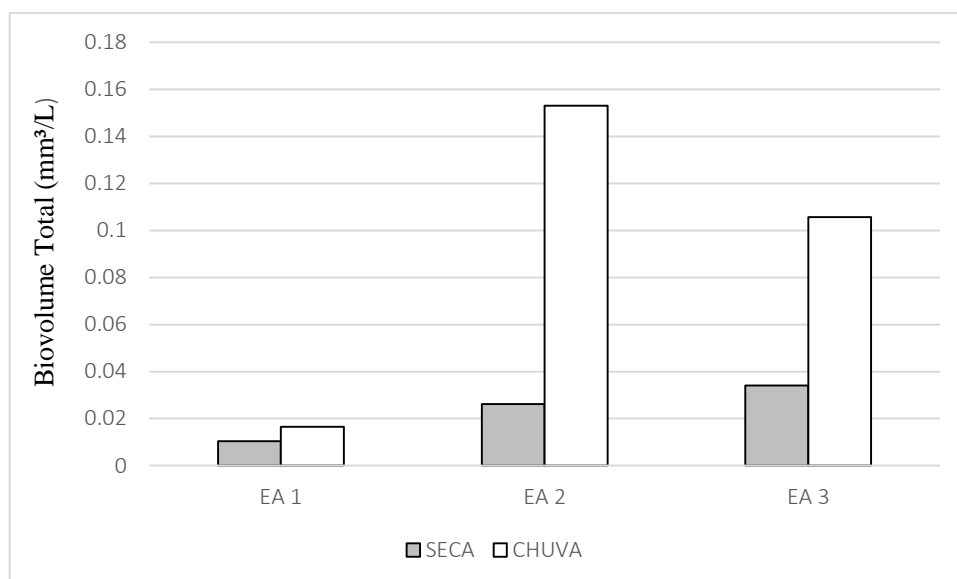


Figura 3: Variação longitudinal do biovolume total médio entre as estações amostrais.

Os valores de biovolume acompanham o padrão dos valores de densidade total, aumentando na direção das estações EA2 e EA3, apresentando os maiores valores na estação chuvosa. A espécie *Synechocystis aquatilis* foi dominante em todo o período de estudo. O pequeno tamanho leva a uma menor necessidade em relação a quantidade de nutrientes favorecendo sua dominância (Figueiredo, 2008). Os maiores valores de biovolume encontrados na estação chuvosa podem ser explicados pelo grande número de indivíduos das espécies *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis protocystis* que são formadas por colônias com elevado número de células, elevando o biovolume.

As estações amostrais foram comparadas entre si quanto à algumas variáveis bióticas e abióticas (Tabela 3). A maior parte das variáveis evidenciou diferenças significativas entre as estações.

As estações mais similares foram EA2 e EA3, quanto aos nutrientes e a densidade, mostrando-se influenciadas por impactos antrópicos como a atividade de piscicultura (EA2) e a descarga de efluentes domésticos via córrego Laranjeiras (EA3).

Tabela 3: Comparação entre pares de estações amostrais da lagoa Juara pelo teste de Kruskal-Wallis/Dunn utilizando variáveis abióticas e bióticas. Para: * = diferença significativa, ns = diferença não significativa.

Variáveis	1Sx2S	1Sx3S	2Sx3S	1Cx2C	1Cx3C	2Cx3C
Ortofosfato	*	*	ns	ns	ns	ns
P – total	*	*	*	*	*	*
Nitrato	*	*	*	*	*	*
N – total	*	*	ns	*	ns	ns
Densidade total	*	*	*	*	*	*
Biovolume	*	*	*	*	*	*

A tabela 4 demonstra os resultados da análise de componentes principais (PCA), onde os dois primeiros eixos explicam 43.7% e 27%, respectivamente, da variabilidade dos dados abióticos das estações amostrais.

Tabela 4: Coordenadas da PCA para variáveis ambientais quantificadas na lagoa Juara ao longo do estudo. T. Água = temperatura da água; OD = oxigênio dissolvido; CE = condutividade elétrica; N-Amon = nitrogênio amoniacal; P-Total = fósforo total e Orto-P = ortofosfato.

Resultados	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0.046	0.006
% Variância explicada	43.788	27.683
Broken - Stick	2.9	1.9
Variáveis	Autovalores	
T. Água	0.3811	-0.2066
Turbidez	-0.3673	-0.3281
OD	-0.3504	0.2888
CE	-0.3114	0.0396
pH	0.2643	0.2921
N - Amon	0.0481	-0.508
P-Total	-0.1707	-0.5018
Orto-P	-0.4028	0.0856
Silicato	0.4507	0.0878

O eixo 2 separou as estações amostrais EA1S, EA2S, EA1C e EA2C das estações EA3S e EA3C associando-as com condutividade elétrica, ortofosfato, oxigênio dissolvido (OD),

zona eufótica, pH e silicato (Figura 5). No eixo 1 há a separação nítida das estações amostrais em função da variação temporal, EA1S, EA2S, EA3S e EA1C, EA2C, EA3.

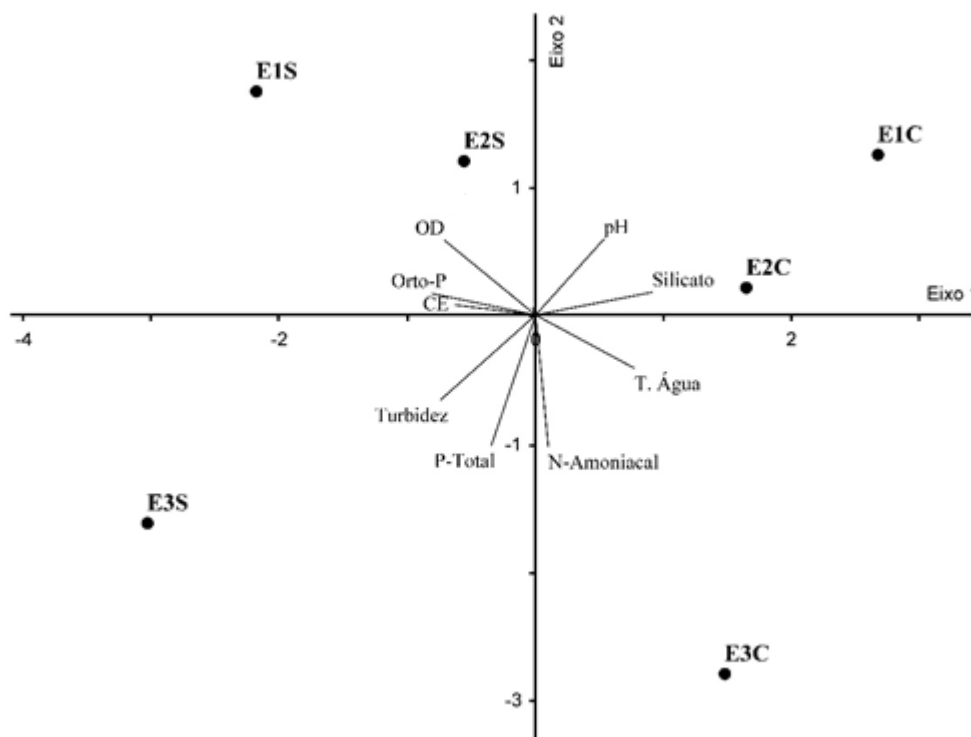


Figura 4: Análise dos componentes principais (PCA) com as variáveis abióticas e ordenação das estações amostrais.

Conclusão

A variação temporal foi evidenciada em relação ao biovolume, apresentando maiores valores na estação chuvosa devido a presença de espécies coloniais grandes (*Microcystis aeruginosa* e *Microcystis protocystis*). O período de seca e chuva também interferiu em relação aos nutrientes fosfatados, concentrando-os no período de seca.

A variação espacial foi influenciada principalmente pelos impactos antrópicos que ocorrem na lagoa. As estações amostrais mais impactadas (EA2 e EA3), apresentaram maior similaridade em relação à densidade de cianobactérias confirmando a possível influência da atividade de piscicultura intensiva e de efluentes domésticos via córrego Laranjeiras, como focos de poluição antrópica ao ambiente aquático.

Agradecimentos

As autoras agradecem à Associação de Pescadores da lagoa Juara – Serra, pelo apoio logístico, permitindo a realização das coletas.

Referências bibliográficas

Anagnostidis, K.; Komárek, J. 1988. **Modern Approach To The Classification System Of Cyanophytes. 3-Oscillatoriales**. Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes, p. 327-472.

Anunciação G., Andreia M. et al. 2009. **Florações de cianobactérias tóxicas em uma lagoa costeira hipereutrófica do Rio de Janeiro/RJ (Brasil) e suas consequências para saúde humana**. Oecologia brasiliensis, v. 13, n. 2, p. 329-345, 2009.

APHA – American Publication Health Association, **Standars methods for theexamination of water and wastewater**. 1992. GREENBERG, A. E.; CLESCERI, L. S.; EATON, A. D. (Eds.). 18.ed. USA: Washington D. C.

Beveridge, M.C.M. 2004. Cage aquaculture. 3th. Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd. 2004. 376P.

Bicudo, C. E. M.; Menezes, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. São Carlos: Rima. 508p. 2006.

Bueno, G. W. et al. 2010. **Percentual de fósforo nas rações e a relação de diluição da água no cultivo de tilápias**.

Carmichael, W. W. 1992. **Cyanobacterial secondary metabolites - the cyanotoxins**. Journal of Applied Bacteriology 72: 445-459.

Carmichael, W. W.; Falconer,. 1993. I. **In Algal Toxins in Seafood and Drinking Water; Falconer, I. R., Ed.; Academic Press, London, pp 187-210**.

Carmouze, J. P. 1994. Análises Químicas Dos Nutrientes: Nitrato, Nitrito, Amônio, Ortofosfato E Ortosilicato. In: **O Metabolismo dos ecossistemas aquáticos**. São Paulo:FAPESP, p. 157 – 182.

Da Silva, E. M. et al. 2013. **Ocorrência De Cianobactérias No Reservatório De Mundaú, No Estado de Pernambuco no Período de Janeiro de 2010 a Novembro de 2011.** Vigilância Sanitária em Debate, v. 1, n. 3, p. 35-42.

Dávid, L. et al. 2012. **Lake tourism and global climate change: Na integrative approach based on Finnish and Hungarian case-studies.** Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, v. 7, n. 1, p.121- 136.

De Azevedo, S. B. 2012. **Impactos da piscicultura intensiva sobre a qualidade da água de um reservatório no semiárido.**

Domingos, P. 2001. **Dinâmica de Cianobactérias produtoras de microcistinas na Lagoa de Jacarepaguá (RJ).** Tese de Doutorado em Biotecnologia Vegetal. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. 111p.

Esteves F. A, Ishii I.H, Camargo A.F.M. 1984. **Pesquisas limnológicas em 14 lagoas do litoral do Estado do Rio de Janeiro.** In: Lacerda LD, Araújo DSD, Cerqueira R, Turc S (Eds.) Restingas: origem, estrutura e processos 443-454. Niterói: CEUFF.

Esteves, F.A. 2011. **Fundamentos de Limnologia.** 3 ed. Rio de Janeiro, Editora Interciência.

Figueiredo, C. C. 2008. **Variações da comunidade fitoplanctônica em uma área de captação de água do rio Jucu (Vila Velha – ES) e ocorrência de cianobactérias.** Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

Fonseca, B.M, C. Ferragut, A. Tucci, L.O. Crossetti, F. Ferrari, D.C. Bicudo, C.L. Sant'ana, C.E.M. Bicudo, 2014. **Biovolume de cianobactérias e algas de reservatórios tropicais do Brasil com diferentes estados tróficos.** Hoehnea, v.41, 1: 9-30.

Gunkel, G., Rueter, K., Casallas, J. & Sobral, M. 2003. **Estudo da Limnologia do reservatório de Tapacurá em Pernambuco: problemas da gestão de reservatórios no Semi-árido Brasileiro.** XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Curitiba, Brasil.

Hellawell, J.M. 1989. **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management.** Elsevier Applied Science. London, Pollution Monitoring Series.

- Hillebrand, H.; Durselen, C.; Kirschtel, D.; Pollinger, U. E Zoharay, T. 1999. **Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae**. J. Phycol., v.35, p.403-424.
- Kennish MJ, Paerl HW. 2010. **Coastal lagoon. Critical habitats of environmental change**. CRC Press. 539p.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. 2005. **Cyanoprokaryota, 2: Teil: Oscillatoriales**. In: Büdel, B.; Krienitz, L.; Gardner, G. & Schagerl, M. (eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Elsevier, München. 1-759.
- Köppen, W. 1918. **Klassifikation der klimate nach temperatura, niederschlag und jahreslauf**. Petermanns Geographische Mitteilungen, Gotha, v. 64, p. 193-203.
- Köppen, W.; Geiger, R. 1939. **Handbuch der Klimatologie**, Berlin: G. Borntraeger, 1939. 6v.
- Kjerfve, B. 1994. Coastal Lagoons. **Elsevier oceanography series**, v. 60, p. 1-8.
- Lewis W.M. 2011. **Global primary production of lakes: 19th Baldi Memorial Lecture**. Inland Waters 1:1-28.
- Lund J. W. G.; Kipling, C. R., Lencren, E.D. 1958. **The inverted microscope method of estimating algae number and statistical basis of estimating by counting**. Hydrobiologia, v.11, p. 143- 170.
- Matsukazi, M.; Mucci, J.L.N. & Rocha, A.A. 2004. **Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo**. Revista Saúde Pública 38(5): 679-686.
- Melack J.M. 1979. **Temporal variability of phytoplankton in tropical lakes**. Oecologia (Berl.) 44:1-7.
- Mercante, C.T.J.; Silva, D. & Costa, S.V. 2006. **Avaliação da qualidade da água de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo por meio do uso de variáveis abióticas e clorofila**. In: Esteves, K.E. & Sant'Anna, C.L (orgs.). Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo. Rima, São Paulo. Pp. 37-48.
- Miranda, F.S., R.M. Pinto-coelho, A.V. Gonzaga, 2013. **Redução da riqueza de organismos do zooplankton (com ênfase em Copepoda e Cladocera) nas lagoas do médio Rio Doce/MG**. Revista Brasileira de Zoociencias, v.15, 3: 69-90.

Molica, Renato; Azevedo, S. M. F. O. 2009. **Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas**. Oecol. Bras, v. 13, n. 2, p. 229-246.

Naime, R.; Fagundes, R.S. 2005. **Controle da qualidade da água de Arroio Portão-RS**. Pesquisas Em Geociências, V.32, n.1, p. 27-35.

Nogueira, M.G. & Matsumura-Tundisi, T. 1996. **Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho São Carlos-SP) Dinâmica das populações planctônicas**. Acta Limnologica Brasiliensia 8: 149-168.

Odum, E. P.; Barrett, G.W. 2007. **Fundamentos da Ecologia**. Thompson Pioneira, 5.ed, 612p.

PMS - Prefeitura Municipal da Serra (2010). Recursos Naturais: Bacias Hidrográficas. Disponível em: <<http://app.serra.es.gov.br/semma/>>. Acesso em: 15 de dezembro de 2014.

Rosini, E. F.; Tucci, A.; Sant'anna, C. L. 2013. **Cyanobacteria de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo, Brasil**. Rodriguésia-Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, v. 64, n. 2, p. 399-417.

Silva, K. P. B.; Messias S. C., M.; Amara C. G. 2012. **Variação temporal do fitoplâncton de um Lago pertencente à Área de Proteção Permanente no estado de Alagoas, nordeste do Brasil**. Acta Botanica Brasilica, v. 25, n. 4, p. 890-898.

Strickland, J. D. H., Parsons, T. R. 1960. **A manual of seawater analysis**. Bull. Fish. Res. Board Can., v. 125, p. 1-18.

Sun, J., Liu, D. 2003. **Geometric models for calculating cell biocolume and surface area for phytoplankton**. Journal oh Plankton Research, v. 25, n.2, p.1331-1346.

Tundisi, J.G. 2003. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. Rima, São Carlos. 248 p.

Utermöhl, H. 1958. **Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton – methodik**. Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol., v.9, p. 1–38.

Valderrama, J. C. 1981. **The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters**. Marc. Chem., v. 10, p. 1109-122.

Weber, C. I. 1973. Plankton. **In: National Environmental Research Center Office of Research and Development U. S. Environmental Protection Agency Cincinnati (Ed.)** Biological field and laboratory methods for measuring the quality surface water and effluents. U. S. A. p.1-17.

CAPÍTULO 3:

Presença de microcistina em uma lagoa costeira tropical com piscicultura intensiva

FERNANDA BRÊDA ALVES ^{1*} & VALÉRIA DE OLIVEIRA FERNANDES¹

¹ Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Algas Continentais. Universidade Federal do Espírito Santo – Departamento de Botânica / CCHN – PPGBV – Av. Fernando Ferrari n° 514, Campus Goiabeiras, Vitória (ES), CEP: 29075-015.

*Autor para correspondência: f.bredaalves@hotmail.com

A ser encaminhado para a Hydrobiologia.

Normas disponíveis em:

<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10750>

RESUMO

As cianobactérias apresentam ampla distribuição em ambientes aquáticos continentais e naqueles onde há eutrofização é comum a ocorrência de florações tóxicas. O objetivo dessa pesquisa foi avaliar a comunidade de cianobactérias e o potencial de florações e produção de microcistinas, além das variáveis limnológicas, em uma lagoa costeira

tropical localizada em área urbana e submetida a diversos impactos antrópicos do seu uso múltiplo. A principal atividade econômica local é a piscicultura intensiva. As amostras foram coletadas na subsuperfície, com utilização de garrafa de Van Dorn horizontal para posterior análise de toxina através do método de análise imunoenzimática (ELISA). Os atributos da comunidade cianobactéria foram: riqueza, composição, densidade total, abundância e biovolume, bem como as variáveis ambientais e limnológicas: velocidade do vento, pH, turbidez, transparência, temperatura da água e concentração dos principais nutrientes. A identificação contou com um total de 43 espécies de cianobactérias pertencentes a 17 gêneros, 8 famílias e 4 ordens, sendo 3 gêneros confirmados em literatura como produtores de microcistinas. A densidade de cianobactérias e a concentração de nutrientes se mostrou elevada nas estações EA2 e EA3 onde se localiza o sistema de piscicultura intensiva e a influência de um córrego contribuinte veiculador de efluentes domésticos, essas estações apresentaram microcistina. O presente trabalho faz um alerta devido a presença de microcistina encontrada na lagoa Juara, Serra - ES, local que apresenta poucos dados sobre a floração de cianobactérias e suas toxinas e possui importância econômica para a região devido a piscicultura intensiva.

Palavra-chave: cianobactérias, microcistina, piscicultura

INTRODUÇÃO

As cianobactérias são microrganismos fotossintetizantes e apresentam-se como unicelulares, coloniais ou filamentosos (Catherine, 2013). Distribuem-se desde ambientes de água doce a oceanos, podendo ser encontradas também no solo (Whitton, 2012). Essa ampla distribuição permitiu a ampla colonização de diversos ecossistemas do planeta (Farquahr et al., 2000).

As cianobactérias apresentam grande importância econômica (utilização na indústria farmacêutica) (Mann & Carr, 1992) e ecológica, como produtores primários de matéria orgânica (Wetzel, 1983) e como fixadores de nitrogênio (Newton & Burgess, 1983), mas seus efeitos danosos merecem maior atenção. Quando as condições ambientais são favoráveis, as células se multiplicam rapidamente, formando as florações ou “*blooms*”. Entende-se por condições favoráveis o grande aporte de nutrientes provenientes de efluentes domésticos e industriais ocasionados pela intensa urbanização (Paerl, 1988). Outros fatores ambientais como aquecimento global (Paerl e Huisman, 2009), poluição por herbicidas (Lürling e Roessink, 2006) e alterações do ambiente natural influenciando na dinâmica do meio (Mitrovic et al., 2011) também contribuem para a formação das florações.

No Brasil se intensificou, nas últimas décadas, a prática da piscicultura intensiva em ambientes aquáticos continentais. Diversos estudos já revelaram preocupação em relação às consequências dessa atividade aos corpos d’água (Kitamura et al. 1999; Castro et al. 2006; Eler & Espíndola 2006; Esteves & Sant’Anna 2006), sendo a principal delas a eutrofização artificial, (Rosini, 2013) causada pela entrada de nutrientes através da ração e dos excretas nitrogenados dos peixes cultivados.

A eutrofização promove queda da qualidade da água devido à diminuição nos teores de oxigênio dissolvido no hipolímnio, podendo levando a morte de peixes (Robarts et al., 1992) e alterações na cor da água e odor característico devido a ocorrência de florações algais, consequências imediatas desse processo.

As florações de cianobactérias nos corpos d’água pode representar sério risco à saúde da população em razão da produção de toxinas (CETESB, 2006). Segundo Carmichael (2001), as cianotoxinas dividem-se em dois grandes grupos de acordo com sua ação no organismo: neurotoxinas e hepatoxinas. Estas são liberadas no ambiente, podendo levar a intoxicação de pequenos vertebrados aquáticos (Sivonen & Jones, 1999; Carmichael et al 2001) e até mesmo efeitos danosos à espécie humana, com efeitos crônicos (formação de tumores causada pela ingestão contínua de água contaminada por microcistina) ou agudos (irritação da pele e gastroenterites) (Panosso, 2007).

O grande problema da liberação de cianotoxinas em ambientes com atividade de piscicultura intensiva é sua acumulação nos peixes cultivados, gerando uma via indireta de contaminação da população que consome o pescado (Magalhães et al. 2001).

Ambientes que desenvolvem atividades pesqueiras com fins de consumo intensivo são enquadrados como Classe I e precisam cumprir padrões estabelecidos pelo CONAMA (2005), além de um monitoramento da qualidade de água destinada ao público, como densidade de cianobactérias, oxigênio dissolvido e substâncias que alteram cor e odor da água, através de testes de toxicidade e do acompanhamento da densidade populacional de cianobactérias (contagem de células), metodologias propostas pela Organização Mundial de Saúde (BRASIL, 2004).

Diante da problemática apresentada, o presente estudo tem como objetivo, avaliar qualitativamente e quantitativamente a comunidade de cianobactérias em diferentes estações amostrais na Lagoa Juara, Serra – ES, Brasil, relacionando-as às principais variáveis limnológicas bem como detectar e quantificar microcistinas presentes na água, além de discutir acerca das implicações decorrentes dos usos da lagoa em caso positivo de floração tóxica.

MATERIAL E MÉTODOS

A presente pesquisa foi realizada na lagoa Juara, no município de Serra - ES, Brasil (Figura 1), a qual apresenta área superficial de aproximadamente 2,9km², está inserida na bacia do rio Jacaraípe e possui como afluentes os córregos Laranjeiras, Cavada, Roncador, Quibebe, São Domingos, Dr Robson, Juara, Castelo e Independência. A bacia de drenagem é ocupada por pastagens, plantações de eucalipto para indústria de celulose e urbanização. A principal forma de impacto antrópico é o lançamento de efluentes domésticos sem tratamento principalmente via córrego Laranjeiras.

A lagoa Juara possui múltiplos usos, como recreação, lazer e pesca artesanal. Como atividade econômica destaca-se a piscicultura intensiva, pioneira na região. A instalação de cerca de 150 tanques-redes, dispostos em quatro fileiras na lagoa, possibilita o cultivo de tilápias (*Oreochromis* sp.), alimentadas com ração duas vezes ao dia, sempre no período matutino. Os peixes são comercializados na própria associação de pescadores, sendo fonte de subsistência para cerca de 50 famílias de pescadores.

Foram determinadas três estações amostrais na lagoa; todas georeferenciadas (Tabela 1): Estação 1, localizada na região distal ao mar, a cerca de 2 Km a montante do sistema de tanques-rede; Estação 2, na região de piscicultura intensiva, entre os tanque-rede e

Estação 3, região à margem da lagoa, próxima a desembocadura de córrego Laranjeiras (Tabela 1).



Fig. 1: Localização da Lagoa Juara, e estações amostrais.

(modificado de imagem de satélite, Google Earth).

Tabela 1: Coordenadas geográficas das estações amostrais na lagoa Juara.

Estações	Latitude (S)	Longitude (W)
EA 1	20° 06' 378''	40° 15' 117''
EA 2	20° 05' 901''	40° 14' 366''
EA 3	20° 06' 417''	40° 13' 953''

As campanhas foram realizadas no mês de setembro de 2013 e março de 2014, compreendendo a estação seca e chuvosa da região. De maneira atípica o mês de dezembro de 2013 foi extremamente chuvoso no Estado do Espírito Santo.

As fortes e persistentes chuvas provocaram grandes modificações nos ecossistemas aquáticos e, segundo o Incaper (Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural), os índices pluviométricos do mês foram os maiores dos últimos noventa anos. Em decorrência das chuvas a lagoa teve seu volume aumentado causando enchente na região (Figura 2). Em consequência das alterações ocorridas no ambiente aquático houve uma grande mortandade dos peixes cultivados nos tanques-rede, com perda de cerca de 25 toneladas, restando apenas 20% de toda criação, o que representou grande prejuízo econômico.

Em campo e em cada estação amostral foram determinados pH, temperatura do ar e água, transparência da água. A água foi coletada da subsuperfície com garrafa de Van Dorn horizontal para posteriores análises em laboratório.

Em laboratório foram determinados a turbidez, sólidos totais em suspensão (Apha, 1992) e análises dos seguintes nutrientes: fósforo total (Valderrama, 1981), ortofosfato (Strickland & Parsons, 1960) e nitrogênio amoniacal (Carmouze, 1994).

Para análise qualitativa de cianobactérias, foi utilizada rede de plâncton de 20 µm. As amostras foram fixadas com solução formalina 8% (Bicudo & Menezes, 2005). Os indivíduos foram medidos, fotografados e identificados de acordo com bibliografia específica.

As amostras quantitativas foram coletadas na sub-superfície com garrafa de Van Dorn horizontal e fixadas com solução de lugol acético 5%. O método de sedimentação em câmaras (Utermohl, 1958) foi utilizado e a contagem foi feita de acordo com Lund *et. al.* (1958), com um mínimo de 100 ou 800 indivíduos da espécie predominante. Esse valor foi estipulado de forma independente para cada amostra, com contagem de 100 indivíduos para amostras com menor densidade de cianobactéria e 800 indivíduos para amostras que apresentaram alta densidade mesmo com diluições, contados até a estabilização do número de espécies adicionadas por campo (Bicudo, 1990). O resultado foi expresso em ind./mL (Weber, 1973), pois foi realizada quantificação estimada de microcistina em indivíduos presentes na água e não por célula. A microcistina degrada-se dentro do período de 30 dias, muitas vezes um determinado local pode apresentar baixos valores de células de cianobactérias porém concentrações elevadas de toxina (CETESB, 2013).

O biovolume foi calculado baseado nas formas geométricas aproximadas à forma da célula, definidas por Hillebrand *et. al.* (1999), Sun & Liu (2003) e de acordo com a metodologia sugerida por Fonseca *et. al.* (2014). Foi medido, um mínimo de 20 indivíduos por táxon; em seguida foi calculada a média, que foi multiplicada pela densidade de cada espécie.

A determinação de toxina foi realizada utilizando água não filtrada, seguindo o método de análise imunoenzimática (ELISA), quantificando a microcistina, cianotoxina mais comum encontrada frequentemente em água doce (VEZIE *et al.*, 2002).

A correlação de Pearson foi utilizada para avaliar a correspondência entre as variáveis limnológicas e o biovolume de cianobactérias produtoras de microcistina.

RESULTADOS

Os valores das principais variáveis limnológicas estudadas, estão apresentadas na tabela 2. A temperatura da água manteve-se elevada nos dois períodos estudados, sendo levemente maior no chuvoso. A transparência apresentou-se baixa nas estações com maiores valores de turbidez, EA2 e EA3, estações impactadas com atividade de piscicultura intensiva e efluentes domésticos, respectivamente. O pH variou de levemente alcalino a alcalino. As estações amostrais EA 3S e EA 3C apresentaram os maiores valores de ortofosfato, fósforo total e nitrogênio amoniacal.

Tabela 2: Variação longitudinal das variáveis limnológicas nas três estações amostrais (período de seca (S) e chuva (C)). Temperatura (°C) = temperatura da água. P- total = fósforo total e N-amoniacoal = nitrogênio amoniacal.

Variáveis	EA 1S	EA 2S	EA 3S	EA 1C	EA 2C	EA 3C
Temperatura (°C)	27.5	27.6	28.6	30.8	31.4	30.2
Turbidez (NTU)	8.1	6.9	17.5	5.78	5.8	8.4
Transparência (m)	0.8	0.6	0.7	0.8	0.6	0.4
pH	7.9	8.3	7.5	7.4	8	7.6
Ortofosfato (µg/L)	39.1	145.4	70	5.5	5.7	11.7
P – total (µg/L)	43.7	60.2	88.8	42.3	50.3	101.6
N – amoniacal (µg/L)	8.2	3.0	20.5	11.3	9.7	35.5

A identificação contou com um total de 43 espécies de cianobactérias pertencentes a 17 gêneros, 8 famílias e 4 ordens, sendo 3 gêneros citados em literatura como produtores de microcistina (Tabela 3).

A densidade total se apresentou maior na estação amostral EA 3S (Figura 2). Em relação a densidade das espécies produtoras de toxina (Figura 3), esta foi maior na estação amostral EA 3S, apresentando também alta densidade nos pontos EA 2S, EA 2C e EA 3C. O gênero *Microcystis*, um dos gêneros produtores de microcistina, esteve presente e foi abundante em todas as estações amostrais (Tabela 4).

Tabela 3: Cianotoxinas e gêneros responsáveis pela produção. LPS = Lipopolissacarídeos.

GÊNERO	TOXINA	ESTAÇÃO
<i>Aphanothece</i>	LPS	EA1S
<i>Aphanocapsa</i>	LPS	EA1S / EA3S
<i>Chroococcus</i>	LPS	EA1S / EA2S
<i>Coelosphaerium</i>	LPS	EA2S / EA3C
<i>Cylindrospermopsis</i>	Cilindrospermopsina	EA3S
<i>Geitlerinema</i>	LPS	EA1S
<i>Lyngbya</i>	Saxitoxina	EA2S / EA3C
<i>Microcystis</i>	Microcistina	TODAS
<i>Oscillatoria</i>	Anatoxina-a / Microcistina	EA2S/ EA3S / EA2CEA3C
<i>Planktolyngbya</i>	LPS	EA1S / EA3S / EA3C
<i>Planktothrix</i>	Anatoxina-a / Microcistina	EA1S / EA2S / EA3S
<i>Phormidium</i>	LPS	EA1S
<i>Radiocystis</i>	LPS	EA2S / EA3S
<i>Raphidiopsis</i>	LPS	EA2S / EA3C
<i>Synechocystis</i>	LPS	TODAS
<i>Sphaerocavum</i>	LPS	EA2C
<i>Snowella lacustris</i>	LPS	EA3C

Tabela 4: Espécies de cianobactérias registradas nas estações amostrais nos períodos de seca (S) e chuva (C) na lagoa Juara. (*) Produção de microcistina.

ESPÉCIE	EA 1S	EA 2S	EA 3S	EA 1C	EA 2C	EA 3C
<i>Aphanothece granulosa</i>	X					
<i>Aphanothece sp</i>				X		
<i>Aphanocapsa annulata</i>	X		X			
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>		X	X			
<i>Aphanocapsa elachista</i>		X	X			X
<i>Aphanocapsa holsatica</i>	X	X				
<i>Aphanocapsa koordersii</i>		X	X			
<i>Aphanocapsa planctonica</i>	X					X
<i>Aphanocapsa incerta</i>		X	X			
<i>Chroococcus dispersus</i>	X	X				

<i>Chroococcus</i> sp				X	X	X
<i>Coelosphaerium</i> sp		X				X
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>			X			
<i>Cylindrospermopsis</i> sp	X			X	X	
<i>Geitlerinema amphibium</i>	X					
<i>Geitlerinema splendidum</i>		X				X
<i>Lyngbya</i> sp						X
<i>Microcystis</i> sp1 (*)		X				
<i>Microcystis</i> sp2 (*)			X			
<i>Microcystis aeruginosa</i> (*)	X	X	X			
<i>Microcystis botrys</i> (*)		X				
<i>Microcystis panniformis</i> (*)	X	X				
<i>Microcystis protocystis</i> (*)	X		X			
<i>Microcystis wesenbergii</i> (*)		X	X			
<i>Oscillatoria nítida</i> (*)						X
<i>Oscillatoria perornata</i> (*)					X	X
<i>Oscillatoria princeps</i> (*)						X
<i>Oscillatoria</i> sp (*)					X	X
<i>Oscillatoria</i> sp2 (*)					X	X
<i>Oscillatoria sancta</i> (*)		X				
<i>Planktolynghya contorta</i>	X		X			
<i>Planktolynghya limnetica</i>	X					X
<i>Planktothrix agardhii</i> (*)		X	X			
<i>Planktothrix isothrix</i> (*)	X	X	X			
<i>Phormidium</i> sp	X					
<i>Phormidium tergestinum</i>	X					
<i>Phormidium formosum</i>		X	X			
<i>Radiocystis fernandoi</i>		X				X
<i>Raphidiopsis</i> sp		X				
<i>Synechocystis</i> sp		X				
<i>Synechocystis aquatilis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Sphaerocavum brasiliense</i>					X	
<i>Snowella lacustris</i>						X

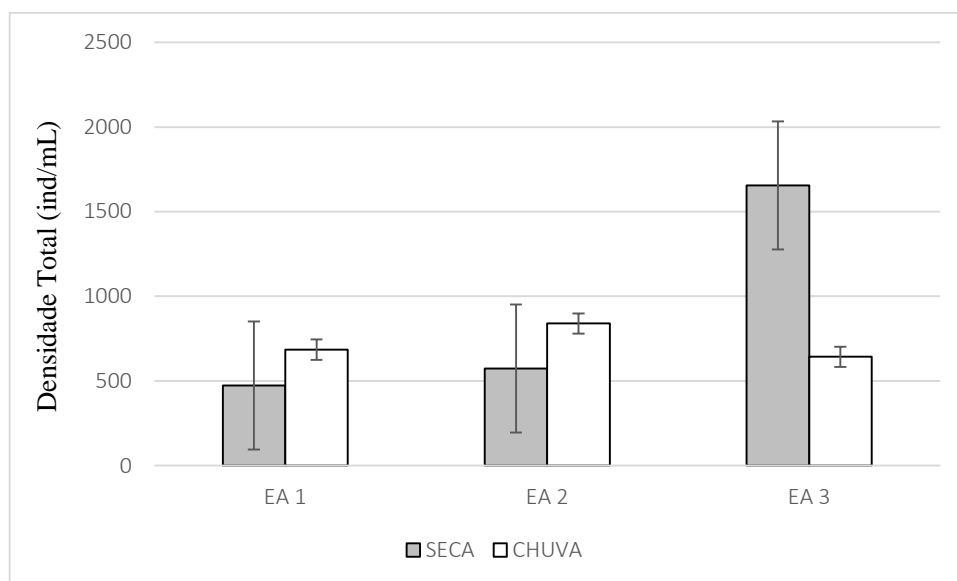


Fig. 2: Variação longitudinal dos valores de densidade total nas estações amostrais.

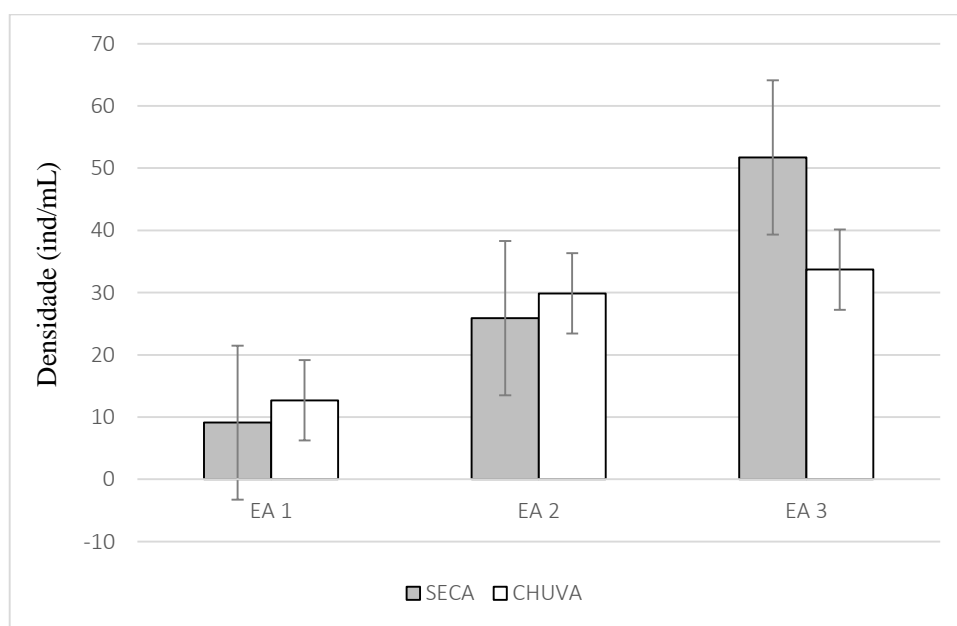


Fig. 3: Variação longitudinal dos valores de densidade de espécies produtoras de microcistina nas estações amostrais.

Análises de correlação apontaram associações negativas do gênero *Microcystis* com a transparência (Transp.) e temperatura da água (Temp.) e positivamente com as concentrações de nitrogênio amoniacal (N – amoniacal), ortofosfato (Ortof.) e fósforo total (P – total). (Tabela 5).

Tabela 5. Coeficientes de Correlação de Pearson entre o biovolume de *Microcystis* sp e variáveis limnológicas na lagoa Juara ($p < 0,05$).

	Gênero	Transp.	Temp.	pH	N - amoniacal	Ortof.	P – total
EA 1S	Microcystis sp	-0,4	-0,1	*	0,4	0,2	0,7
EA 2S		-0,2	-0,3	*	0,3	0,2	0,6
EA 3S		-0,2	-0,7	*	0,3	0,8	0,6
EA 1C	Microcystis sp	-0,9	-0,1	*	0,5	0,6	0,6
EA 2C		*	-1	*	1	1	1
EA 3C		*	*	*	0,4	0,6	0,7

Em relação à microcistinas, as estações EA 3S e EA 2C apresentaram os maiores níveis de microcistina na água, 0,72 e 0,75 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Não foi registrada esta toxina em EA 1.

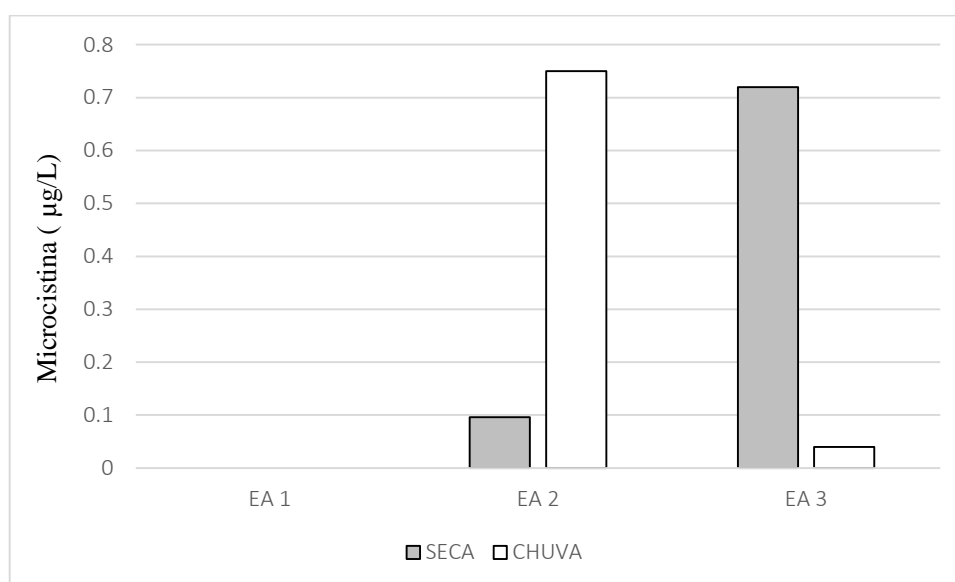


Fig. 4: Quantificação dos valores de microcistina encontradas nas estações amostrais. (Valor máximo aceitável: 1,0 $\mu\text{g/L}$, de acordo com a Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde).

DISCUSSÃO

A atividade de piscicultura intensiva provoca eutrofização artificial em lagoas utilizadas para esse fim (Mercante et al. 2006), alterando a qualidade da água, promovendo a redução do oxigênio dissolvido, a diminuição da transparência (Rosini, 2013) e a consequente morte de peixes (Mercante et al. 2006).

A lagoa Juara apresentou valores de temperatura da água elevados de 28°C a 30°C e pH de 7 a 8, tanto no mês seco (S) quanto no mês chuvoso (C), corroborando o fato de que em ecossistemas tropicais durante todo o ano sua temperatura pouco se modifica.

Segundo Oliver & Ganf (2000), temperatura da água acima de 20°C, associado a um pH alcalino são fatores que contribuem para o desenvolvimento de cianobactérias, condições consideradas favoráveis para o rápido crescimento desse grupo (Bouvy et al. 1999, Huszar et al. 2000, Bouvy et al. 2003).

A influência do pH nos ambientes aquáticos tem efeitos diretos na fisiologia de várias espécies de cianobactérias, elevados valores de pH indicam intensa atividade fotossintética (Calijuri, *et. al.*, 2008). Esta atividade leva ao aumento do pH pelo consumo de CO₂ na água que pode se tornar limitante à produção. As cianobactérias têm vantagens pois podem assimilar bicarbonato predominando no ambiente e elevando o pH, corroborando o alto valor de densidade total e principalmente na estação amostral EA 3.

Altos valores de densidade de cianobactérias aliados a elevados valores de turbidez e baixa transparência da água são fatores indicativos de ambientes impactados (Miranda, 2013). Segundo Tundisi (2005) a transparência na coluna d'água está relacionada diretamente com fatores climatológicos e turbidez, possibilitando um aumento de produtividade na sub-superfície do espelho d'água, porém a relação entre a densidade do gênero produtor de toxina (*Microcystis*) e transparência apresentou uma correlação negativa no período seco e não houve correlação na estação chuvosa, possivelmente devido às fortes chuvas que atingiram a região próximo a coleta, modificando toda a estrutura e dinâmica da lagoa.

A baixa transparência pode ser explicada também pelo carreamento de matéria orgânica via córregos, caracterizando um impacto antrópico, fato observado na estação amostral EA 3 (S e C), devido à proximidade da desembocadura do córrego Laranjeiras, carreando todo o efluente doméstico sem tratamento de bairros vizinhos à lagoa, formando grande “região” de acúmulo de nutrientes nessa estação. Esse fator justifica os maiores valores de fósforo total, ortofosfato e nitrogênio amoniacal encontrados em EA 3, tanto na época seca quanto chuvosa, mostrando que sazonalidade não tem grande interferência na concentração desses nutrientes no ambiente.

O fósforo total possui elevada importância nos ambientes aquáticos, pois juntamente com o nitrogênio, regulam a produtividade primária em grande parte dos ecossistemas aquáticos continentais (Smith, et al, 2005; Kosten et al, 2012). Desta forma, esse nutriente é um dos responsáveis pela eutrofização artificial nesses ecossistemas (Schindler et al., 2008), sendo introduzido no ambiente principalmente por efluentes.

O aporte de nutrientes para a lagoa proveniente, principalmente, do córrego Laranjeiras na estação amostral EA 3 e dos excretas e ração de peixes na estação amostral EA 2 (piscicultura), explica a correlação positiva entre o biovolume da principal espécie produtora de microcistina e a concentração dos nutrientes carregados para o meio, como nitrogênio amoniacal, ortofosfato e fósforo total. As estações amostrais com maior concentração de nutrientes também apresentaram os maiores níveis de toxina, possivelmente devido a produção de microcistina ser regulada por nitrogênio e fósforo (Sivonen, 1990; Lukac e Aegerter, 1993; Van Der Westhuizen & Eloff, 1985; Song et al., 1998) favorecendo consequentemente a proliferação de determinado grupo de cianobactérias (Wang, *et. al.*, 2014).

O gênero *Microcystis*, foi abundante em todas as estações amostrais, independente da variação temporal. Tal fato é justificável pois esse grupo apresenta características fisiológicas favoráveis à sua dominância no ambiente, tais como alto crescimento em razão de altas concentrações de nitrogênio e fósforo total, baixa herbivoria pelo zooplâncton devido a mucilagem e presença de estruturas de flutuabilidade, como os aerótopos, permitindo vantagem competitiva e grande desenvolvimento (Silva, 2014).

A ocorrência de cianobactérias produtoras de toxinas apresentando maiores densidades nas estações EA 2 e EA 3 (piscicultura e desembocadura do córrego Laranjeiras) bem como as maiores concentrações de nutrientes, mostram que esse ambiente apresenta sinais de eutrofização artificial.

A implantação do cultivo de peixes em tanque rede, sem o adequado planejamento leva a perdas significativas da qualidade da água (Boyd e Queiroz, 1997) visto que essa atividade econômica introduz de forma artificial nutrientes fosfatados e nitrogenados, ocasionando a formação de florações de cianobactérias (Macedo, 2010).

A ocorrência de microcistina na região de piscicultura intensiva e na lagoa Juara é o primeiro registro desde que tal atividade foi implantada (há 14 anos) e representa um

alerta visto que a microcistina acumula-se nos órgãos e músculo do peixe, promovendo sua transferência ao longo da cadeia alimentar (Figueiredo et al., 2004). Vários estudos comprovam a bioacumulação de hepatoxinas em fígado e musculatura de peixes (Watanabe et al. 1992; Laurén-Määtä et al. 1995; Kotak et al. 1996; Thstrup & Christoffersen 1999; Magalhães et al. 2001; Ferrão-Filho et al. 2002; Bittencourt-Oliveira, 2003; Ibelings et al. 2005, Oliveira, 2012).

Tem sido frequente e quase permanente as florações de cianobactérias na lagoa Juara, principalmente na região onde se localiza a estação amostral EA3, justamente a mais utilizada pela população para lazer e recreação. Como comprovado nesta pesquisa, já há produção de microcistinas na lagoa, o que não pode ser negligenciado pelos criadores de peixes e autoridades locais, visando evitar sérios problemas futuros de saúde humana pelo consumo de peixes contaminados e contato com a água.

CONCLUSÃO

Ocorreram cianobactérias produtoras de microcistina em todas as estações de amostragem (EA1, EA2, EA3) da lagoa Juara, com densidade mais elevada nas estações impactadas (EA2 e EA3).

A presença de microcistinas na estação amostral onde se localiza o sistema de piscicultura intensiva tanto no período de seca, quanto chuvoso, é um importante alerta, visto que o produto dessa atividade econômica é amplamente comercializado na região.

AGRADECIMENTOS

As autoras agradecem à Associação de Pescadores da lagoa Juara – Serra, pelo apoio logístico, permitindo a realização das coletas.

REFERÊNCIAS

- Anagnostidis, K.; Komárek, J. 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3-Oscillatoriales. **Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes**, p. 327-472.
- APHA – American Publication Health Association, Standars methods for theexamination of water and wastewater. Greenberg, A. E., L.S. Clesceri, A.D. Eaton, 1992. (Eds.). 18.ed. USA: Washington D. C.
- Azevedo, S. M. F. O., 1996. Toxic cyanobacteria and the Caruaru tragedy. IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia.
- Bicudo, D.C., 1990. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifíton. *Acta Limnologica Brasiliensia*. V. III: 459-475.
- Bicudo, C.E.M.; M. Menezes, 2005. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. 508. São Carlos: Rima.
- Bouvy, M, R. Molica, S. Oliveira, M. Marinho & B. Beker, 1999. Dynamics of toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology* 20: 285-297.
- Bouvy, M, D. Falcão, M. Marinho, M. Pagano & A. Moura, 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs durins the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology* 23: 13-27.
- Bouvy, M. S.M. Nascimento, RJR. Molica, A. Ferreira, VL. Juszar & SM FO. Azevedo. 2003. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia* 493: 115-130.
- Boyd, C.E. & J. Queiroz, 1997. Manejo do solo e da qualidade da água em viveiro para aquicultura. Trad. Eduardo Ono. Campinas: ASA. Pond Bottom Soil and Water Quality Management for Pond Aquaculture. 55p.
- Calijuri, M. C., M.S. Alves, A.C.A Santos, 2006. Cianobactérias e Cianotoxinas em Águas Continentais. 118 p. São Carlos: Rima.

Carmichael, W. Wayne, 2001. Saúde de cianobactérias produtoras de toxina:. "Os CyanoHABs" de avaliação humana e ecológica de risco: uma revista internacional. v 7, 5: 1393-1407.

Carmouze, J. P., 1994. Análises químicas dos nutrientes: nitrato, nitrito, amônio, ortofosfato e ortosilicato. In: O metabolismo dos ecossistemas aquáticos. São Paulo:FAPESP, 1: 157 – 182.

Catherine, Q. et al. 2013. A revisão do conhecimento atual sobre bentônica cianobactérias de água doce e Ecologia tóxica, produção de toxinas e gestão de riscos. Investigação sobre a água v. 47, 5464: 5479.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2013. Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais. São Paulo.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2006. Alterações físico químicas. São Paulo.

Bittencourt-Oliveira, M., R. Molica, 2003. Cianobactéria Invasora. Novas Aplicações para a Engenharia Genética, v. 30, p. 82.

Eler, M.N. & E.L.G. Espíndola, 2006. Avaliação dos impactos de pesque-pague: uma análise da atividade na Bacia Hidrográfica do Rio Mogi Guaçu. 294p. Rima, São Carlos.

Esteves, K.E. & C.L. Sant'Anna, 2006. Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo. 226p. Rima, São Paulo.

Farquahr, J.; H.M. Bao & M. Thiemens, M. 2000. Atmospheric influence of Earth's earliest sulfur cycle. Science, 289: 756-758.

Ferrão-Filho, A.S.; B.K. Suzuki & S.M.F.O. Azevedo, 2002. Accumulation of microcystins by a tropical zooplâncton community. Aquatic Toxicology, 59: 201-208.

Figueiredo, D. R.; U.M. Azeiteiro, S.M. Esteves, F.J. Gonçalves, M.J. Pereira, 2004. Microcystinproducing blooms-a serious global public health issue.Ecotoxicology and Environmental Safety, v.9, 2: 151-163.

- Fonseca, B.M, C. Ferragut, A. Tucci, L.O. Crossetti, F. Ferrari, D.C. Bicudo, C.L. Sant'ana, C.E.M. Bicudo, 2014. Biovolume de cianobactérias e algas de reservatórios tropicais do Brasil com diferentes estados tróficos. *Hoehnea*, v.41, 1: 9-30.
- Freitas de Magalhães, V., R.S. Moraes, SMFO. Azevedo, 2001. Contaminação de microcistina em peixes da Lagoa de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brasil): Implicação ecológica e risco à saúde humana *Toxicon* , v 39, 7: 1077-1085.
- Hillebrand, H. et al. 1999. Biovolume cálculo para pelágicos e microalgas bentônicas. *Journal of Ficologia* , v. 35, 2: 403-424.
- Huszar, V.L.M., L.H.S. Silva, M. Marinho, P. Domingos & C.L. Sant'anna, 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, 424: 67-77.
- Ibelings, B. W., I. Refrão, 2007. A acumulação de toxinas de cianobactérias na água doce "frutos do mar" e as suas consequências para a saúde pública: uma revisão. *A poluição ambiental* , v 150, 1: 177-192.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. 2005. Cyanoprokaryota, 2: Teil: Oscillatoriales. In: Büdel, B.; Krienitz, L.; Gardner, G. & Schagerl, M. (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Elsevier, München.1-759.
- Kosten, S. et al., 2012. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*, v. 18, 1: 118-126.
- Kotak, B.G., R.W. Zurawell, E.E. Prepas, C.F.B Holmes, 1996. Microcystin-LR concentrations in aquatic food web compartments from lakes of varying trophic status. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 1974–1985
- Kitamura, P.C., R.B. Lopes, Jr.F.G. Castro & J.F. Queiroz, 1999. Avaliação ambiental e econômica dos lagos de pesca esportiva na Bacia do Rio Piracicaba. *Boletim Industrial Animal* 56: 95-107.
- Laure'n Määttä, C., J. Hietala, M. Reinikainen, M. Walls, 1995. Microcystis aeruginosa toxins accumulate in the food web: a laboratory study. *Hydrobiologia* 304: 23–27.
- Lukac M, R & Aegerter,1993. Influência de metais traço sobre o crescimento e produção de toxinas de *Microcystis aeruginosa* . *Toxicon* 31: 293-305.

Lund J.W.G., C.R. Kipling, E.D. Lenoren, 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*. 11:143- 170.

Lüring, M., I. Roessink, 2006. On the way to cyanobacterial blooms: impact of the herbicide metribuzin on the competition between a green alga (*Scenedesmus*) and a cyanobacterium (*Microcystis*). *Chemosphere* 65: 618-626.

Macedo, C.F.; L.H. Sipaúba-Tavares, 2010. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. *Bol. Inst. Pesca*, v. 36, 2: 149-163.

Man, F.D., T.D. Steinke, 1993. Biological nitrogen-fixation (acetylene reduction) associated with blue-green algal (cyanobacterial) communities in the Beachwood Mongrove Nature reserve II. Seasonal variation in acetylene reduction activity. *South African journal of Botany*. Pretoria, v.59, 1: 1-8.

Magalhães, V.F., R.M. Soares & S.M.F.O. Azevedo, 2001. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá (RJ, Brazil): ecological implication and human health risk. *toxicol.* 39: 1077-1085.

Mercante, C.T.J et al., 2012. Qualidade da água em viveiro de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*): caracterização diurna de variáveis físicas, químicas e biológicas, São Paulo, Brasil. *Bioikos*, v. 21, n. 2.

Miranda, F.S., R.M. Pinto-coelho, A.V. Gonzaga, 2013. Redução da riqueza de organismos do zooplankton (com ênfase em Copepoda e Cladocera) nas lagoas do médio Rio Doce/MG. *Revista Brasileira de Zoociências*, v.15, 3: 69-90.

Mitrovic, S.M., L. Hardwick, F. Dorani, 2011. Use of flow management to mitigate cyanobacterial blooms in the Lower Darling River, Australia. *Journal of Plankton Research* 33 (2): 229-241.

Newton, W.E. & B.K. Burges, 1983. Nitrogen Fixation. Nitrogen fixation: its scope and importance. 1: 1-19. New York.

Oliveira, H.S.B, 2012. Efeitos alelopáticos de microcistinas sobre o crescimento de duas linhagens de microalgas verdes (*Chloococcales*, *Chlorophyta*) em condições controladas.

Oliver R.L. & G.G. Ganf, 2000. Freshwater blooms. Whitton B.A. & Potts M. (Eds), The Ecology of Cyanobacteria: their diversity in time and space. Kluwer Academic Publishers, Netherland. 149-194. In: 609p.

Paerl, H.W., 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnology and Oceanography* 33: 823-847.

Paerl, H.W., J. Huisman, 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports* 1: 27-37.

Panosso, R. et al., 2007. Cianobactérias e Cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia brasiliensis*, v. 11, 3: 433-449.

PMS - Prefeitura Municipal da Serra, 2010. Recursos Naturais: Bacias Hidrográficas. Disponível em: <<http://app.serra.es.gov.br/semma/>>. Acesso em: 15 de dezembro de 2014.

Robarts, R.D., T. Zohary, A.C. Jarvis, C.M. Pais-Madeira, L.M. Stephoton & S. Combrink, 1992. O fitoplâncton e zooplâncton, dinâmica populacional. *Hydrobiologia*, vol.237, 1:47-60.

Rosini, E.F., A. Tucci, C.L. Sant'anna, 2013. Cyanobacteria de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo, Brasil. *Rodriguésia-Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro*, v. 64, 2: 399-417.

Robarts, R.D., M.J. Waiser, M.T. Arts, M.S. Evans, 2005. Seasonal and diel changes of dissolved oxygen in a hypertrophic Prairie lake. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 10: 167-177.

Sant'Anna, C. L. et al. Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras. São Paulo Instituto de Botânica. 2012.

Silva, A.C., A.M. Souza, I.S. Dutra, 2014. Ocorrência de algas cianofíticas em água de dessedentação de bovinos criados extensivamente. *Pesq. Vet. Bras*, v. 34, 5:415-420.

Sivonen, K., G. Jones, 1999. Cianobactérias tóxicas na água: um guia para as suas consequências para a saúde pública, monitoramento e gestão. 1: 43-112.

Smith, W.S., 2005. As introduções de espécies de peixes exóticos e alóctones em bacias hidrográficas brasileiras. In: Rocha, O. et al. Espécies invasoras em águas doces – estudos de caso e propostas de manejo. p.25-44. São Carlos: UFSCar.

Strickland, J.D.H., T.R. Parsons, 1960. A manual of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Can., 125: 1-18.

Sun, J., D. Liu, 2003. Modelos geométricos para o cálculo biovolume celular e área de superfície para o fitoplâncton. Journal of Research Plankton , 25 v., 11: 1331-1346.

Tundisi, J.G., 2005. Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios: estudos de caso e perspectivas. In: NOGUEIRA, M.G. et al. (Ed.). Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata, 2005. 1: 1-21. São Carlos: Rima.

Thostrup, L. & K. Christoffersen, 1999. Accumulation of microcystin in *Daphnia magna* feeding on toxic *Microcystis*. Archivfür Hydrobiologie, 145: 447–467.

Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton – methodik. Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol. 9: 1–38.

Van der Westhuizen, A. J., J.N. Eloff, 1985. Effect of temperature and light on the toxicity and growth of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* (UV-006). Planta, v. 163, 1: 55-59.

Vasconcelos, J. F. et al., 2011. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia, v. 39, 2: 1-20.

Valderrama, J. C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. Marc. Chem., 10: 1109-122.

Vezie, C., J. Rapala, J. Vaitomaa, J. Seitsonen, K. Sivonen, 2002.. Effect of Nitrogen and Phosphorus on Growth of Toxic and Nontoxic *Microcystis* Strains and on Intracellular Microcystin Concentrations. Microb Ecol, France, 43: 443-454.

Wang, Y., M. Zhao, M., X. Pan & C. Dai, 2014. Dynamic Analysis of a Phytoplankton-Fish Model with Biological and Artificial Control. Hindawi Publishing Corporation. v. 2, n. 1.

Watanabe, M.M., K. Kaya, N.J. Takamura, 1992. Fate of the toxic cyclic hepatopeptides, the microcystins, from blooms of *Microcystis* (Cyanobacteria) in a hypereutrophic lake. *Phycology*, 28: 761–767.

Weber, C. I., 1973. Plankton. In: National Environmental Research Center Office of Research and Development U. S. Environmental Protection Agency Cincinnati (Ed.) *Biological field and laboratory methods for measuring the quality surface water and effluents*. U. S. A. 1: 1-17.

Wetzel, R.G., 1893. *Limnology* Philadelphia: Saunders.

Whitton, B.A., 2012. In: Whitton, B.A. (Ed.), *Ecology of Cyanobacteria II: Their Diversity in Space and Time*. Springer, p. 760.

11. CONCLUSÕES GERAIS

- A comunidade de cianobactérias teve sua distribuição vertical influenciada mais por fatores químicos, como a concentração de nutrientes do que à luminosidade, apresentando maiores densidades em profundidades com maior concentração de nutriente. Apenas a estação amostral 3 (EA3) apresentou variação vertical significativa em relação à comunidade de cianobactérias;
- A variação horizontal espacial das variáveis limnológicas foi fortemente influenciada pela concentração de fósforo total, nitrato e nitrogênio total, com maiores concentrações desses nutrientes nas estações amostrais com constante impacto antrópico, EA2 e EA3. Os maiores valores foram encontrados em EA3, estação que recebe efluente doméstico *in natura* via córrego Laranjeiras, um dos principais impactos para o ecossistema;
- A variação espacial horizontal de cianobactérias evidenciou separação das estações amostrais EA1 e EA2 em relação a EA3, que apresentou diferença significativa da densidade em relação às demais no período seco. Em relação ao período chuvoso, houve diferença significativa da estação amostral EA2 em relação a EA1 e EA3, provavelmente devido às fortes chuvas que atingiram a região provocando grandes interferências físico-químicas na lagoa, homogeneizando o ambiente aquático.
- A variação temporal horizontal mostrou forte associação das três estações amostrais em relação ao ortofosfato, fósforo total e turbidez, no período de seca. No período chuvoso as estações amostrais apresentaram maior associação com nitrogênio amoniacal e pH.
- Cianobactérias apresentaram elevado biovolume, devido a ocorrência de grandes colônias do gênero *Microcystis*, um dos principais gêneros produtores de microcistina.
- A composição de cianobactérias na lagoa Juara apresentou 43 espécies, pertencentes a 17 gêneros, 8 famílias e 4 ordens, sendo 3 gêneros confirmados em literatura como produtores de microcistinas. Este fato explica a presença dessa toxina no meio aquático tanto no período de seca, quanto no período chuvoso.